



HAL
open science

Hétérogénéité des pratiques agricoles biologiques et conventionnelles dans les paysages bretons: effets sur les communautés d'insectes auxiliaires à différentes échelles

Camille Puech

► **To cite this version:**

Camille Puech. Hétérogénéité des pratiques agricoles biologiques et conventionnelles dans les paysages bretons: effets sur les communautés d'insectes auxiliaires à différentes échelles. Biologie végétale. Université de Rennes 1, 2014. Français. NNT: . tel-02796684

HAL Id: tel-02796684

<https://hal.inrae.fr/tel-02796684v1>

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1
sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1

Mention : Biologie

Ecole doctorale (Vie-Agro-Santé)

présentée par

Camille Puech

Préparée à l'unité de recherche U.R. 0980 INRA SAD-Paysage
Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes

**Hétérogénéité des
pratiques agricoles
biologiques et
conventionnelles
dans les paysages
bretons: effets sur les
communautés
d'insectes auxiliaires
à différentes échelles**

**Thèse soutenue à Rennes
le 15 décembre 2014**

devant le jury composé de :

Jean-Marc MEYNARD
Directeur de Recherche, INRA
Rapporteur

David BOHAN
Directeur de Recherche, INRA
Rapporteur

Pierre FRANCK
Chargé de Recherche, INRA
Examineur

Anne LE RALEC
Professeure, Agrocampus Ouest
Examinatrice

Jacques BAUDRY
Directeur de Recherche, INRA
Directeur de thèse

Stéphanie AVIRON
Chargée de recherche, INRA
Co-directrice de thèse

**Hétérogénéité des pratiques agricoles
biologiques et conventionnelles dans les
paysages bretons: effets sur les communautés
d'insectes auxiliaires à différentes échelles**



**Heterogeneity of organic and conventional
farming practices in agricultural landscapes in
Brittany: effects on natural enemy communities
at different scales**



REMERCIEMENTS

Une thèse, ça fait peur...

C'est une longue épreuve dont chaque doctorant ressort transformé à sa façon. J'ai la chance de pouvoir affirmer que la thèse a été pour moi une expérience aussi enrichissante que palpitante, qui m'a apporté beaucoup de choses, aussi bien sur le plan scientifique que personnel. Je suis convaincue que cette réussite repose en grande partie sur les personnes qui m'ont entourée de près ou de loin pendant ces trois années et à qui je me dois de dire MERCI !

MERCI à mes deux encadrants, Jacques et Stéphanie. Merci d'avoir créé ce sujet de thèse passionnant qui m'a tenue en haleine pendant trois ans et sur lequel j'ai l'intention de construire la suite de mon parcours professionnel. Sur le plan scientifique, j'ai énormément bénéficié de vos connaissances et de votre expérience en tant qu'écologues. Sur le plan personnel, j'ai apprécié votre complémentarité, votre disponibilité et votre écoute. Merci de m'avoir fait suffisamment confiance pour me laisser des libertés, tout en étant présents dans les moments difficiles. Merci également pour votre bonne humeur et votre humour, j'ai beaucoup apprécié les moments de détente partagés à vos côtés 😊

MERCI à Sylvain Poggi, qui a été mon mentor statisticien. J'ai énormément appris en travaillant avec vous. Grâce à vos compétences scientifiques et à vos qualités pédagogiques, j'ai aimé faire des statistiques (et c'était pas gagné d'avance...).

MERCI aux membres de mon comité de thèse, Yannick Outreman, Muriel Valantin-Morison, Aude Vialatte, Stanislas Lubac, Philippe Jeanneret et Marie Gosme. Grâce à vos conseils avisés, mes deux comités ont constitué des moments essentiels de mon parcours de thèse, qui ont significativement enrichi mon travail. Je remercie particulièrement Yannick Outreman, pour avoir rempli son rôle de tuteur de thèse avec professionnalisme.

MERCI à Jean-Marc Meynard, David Bohan, Pierre Franck et Anne Le Ralec d'avoir accepté de juger mon travail. J'espère que vous prendrez plaisir à le parcourir et qu'il sera la base de discussions intéressantes.

MERCI à toutes les personnes qui m'ont aidée pour la construction de mes protocoles d'échantillonnage, Megan Woltz, Pavel Kindlmann, Frédéric Noël, Johanna Villenave, Jean-Pierre Coutanceau, Joan Van Baaren, Tiago Andrade, Majida El



Souki, Dyab Hasan et Alix Deleglise. Merci d'avoir consacré du temps à partager vos expériences de terrain.

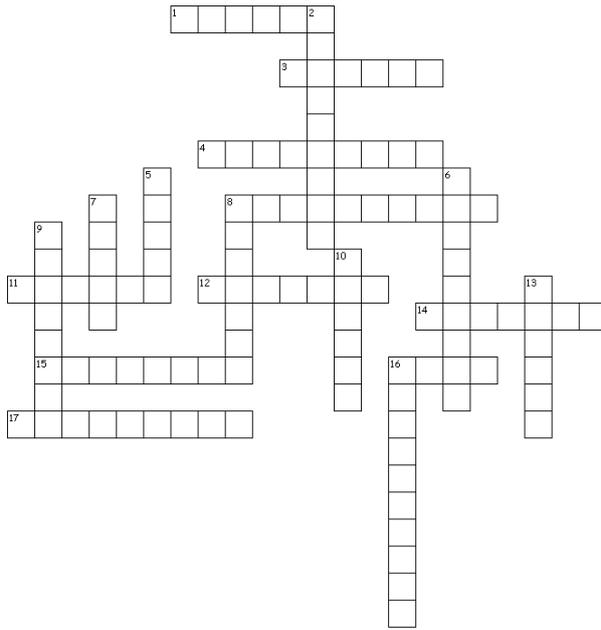
MERCI à mes stagiaires, Maxime, Elisabeth, Maëva, Etienne et Zoé, parce que sans vous, pas de données, sans données, pas de résultats, et sans résultats, pas de thèse ! Merci pour votre enthousiasme et votre motivation débordante à crapahuter sur le terrain, trier des insectes et cartographier des paysages... Merci à ceux qui m'ont apporté une aide ponctuelle mais indispensable sur le terrain, Marie, Béné, Ambre, Jean-Luc, Gilles, Elven, Annabelle, Simon, Hugo, Nicolas et Noémie. Enfin, merci à Alexia, pour notre collaboration de terrain réussie. J'ai gagné un temps précieux grâce ton aide, et puis trier des carabes, c'est beaucoup plus sympa à deux ☺

MERCI à Bernard Chaubet, pour m'avoir transmis une partie de vos précieuses connaissances sur les parasitoïdes. Merci de m'avoir fait une petite place dans votre labo, où j'ai aimé passer des heures à identifier des parasitoïdes... Merci également à Jean-Luc, pour ta gentillesse et tes compétences dignes des meilleurs experts carabidophiles (Jeannel n'a qu'à bien se tenir !). Un grand merci à Hugues, pour m'avoir appris les rudiments de la programmation sous Python (c'était pas gagné non plus...) et pour m'avoir fait gagner un temps précieux (des heures, que dis-je... des jours, des semaines !) grâce à tes scripts magiques. J'ai apprécié ta disponibilité et ta patience. Merci à Alexandre, pour m'avoir appris les rudiments de l'agronomie, tes conseils m'ont été précieux. Merci à Laure, pour avoir identifié mes carabes avec amour ☺ Enfin, merci à Marie-Do et Ghislaine pour vos supers pouvoirs administratifs, et à Maryvonne et Nausicaa pour les dépannages informatiques.

MERCI à tous les agriculteurs que j'ai été amenée à rencontrer pour ce travail de thèse. La découverte du « monde de l'agriculture » a été pour moi un véritable saut dans le grand bain. J'ai énormément apprécié l'accueil et l'enthousiasme des personnes que j'ai croisées. Ces contacts constituent pour moi un élément essentiel de ma thèse.

MERCI à tous les insectes morts pour la science (RIP).

MERCI à tous les membres du SAD-Paysage pour votre sympathie, pour les moments partagés à la cantine, aux pauses café et aux pauses goûter. Merci d'avoir laissé ma créativité artistique s'exprimer pleinement en salle de pause... Et bien sur, merci pour les inoubliables séances de mots fléchés collaboratives. En souvenir, voilà une grille un peu spéciale, dans laquelle chacun pourra retrouver son merci ☺ Au boulot !



Horizontal

- 1. Pour ta bonne humeur constante et ton « bon-vivantisme » qui fait plaisir à voir
- 3. Pour ton incontournable recette de la godinette
- 4. Pour ton calme reposant
- 8. Pour tes conseils jardins & cuisine
- 11. Pour les chouquettes à 16h (poupipoupipoupipouuuu)
- 12. Pour ta gentillesse, tout simplement
- 14. Pour tes dictons inoubliables (je garderai toujours en tête que la cuisine est un art paysager)
- 15. Pour tes gougères et tes animations accordéonico-sympathiques de fin d'année
- 16. Pour les soirées colorées et pour ton rire qui nous fait bien rire
- 17. Pour ton énergie inépuisable digne de Wonder Woman

Vertical

- 2. Pour les discussions intarissables sur nos félins préférés
- 5. Pour ta motivation inébranlable à aller boire un coup après le boulot
- 6. Pour les pauses potins et les virées au Knock entre filles
- 7. Pour la bisounours team et tout le reste
- 8. Pour les pauses thé, Albert, les bricolages et tes bavouillages
- 9. Pour ton caractère bien trempé et ton cœur gros comme ça
- 10. Pour notre co-conception du désormais célèbre concept de Café-gourmand-d'anniversaire®, et pour Mr Roux
- 13. Pour tes magnifiques décors de Noël qui sont toujours dans mon salon
- 16. Pour m'avoir convaincue de faire des abdos-fessiers le mardi midi

MERCI à tous ceux qui sont passés par le SAD paysage pendant ces trois années et avec qui j'ai partagé des moments d'amitié. Merci à Esther, Megan, Clarisse, Elven, Julien, Meichun et Julie. Spéciale dédicace à Marie et Laure pour la Bisounours Team, à Colette pour les papotages autour d'une tasse de thé, d'une chope de bière ou d'une assiette de frites, à Rémi pour ton rôle si important de grand frère de thèse, et à Margot pour les balades à vélo 😊

MERCI à mes deux chats, Figaro et Crevette, pour leur pouvoir déstressant (Headey & Krause, 1999).

MERCI à ma famille, et tout particulièrement à mon papa et ma maman pour m'avoir donné goût à l'écologie et pour m'avoir soutenue depuis toujours.

Enfin, **MERCI** à David, pour avoir été là au jour le jour pendant tout ce temps ♥

N.B. Toutes les illustrations présentes en début de chapitre sont issues de tableaux de David Hockney.

Headey Bruce and Krause Peter, 1999. Health Benefits and Potential Budget Savings Due to Pets: Australian and German Survey Results. Australian Social Monitor (2) 37-41.



SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	7

SOMMAIRE	11

INTRODUCTION GENERALE	17

1. LES ENJEUX DE L'AGRICULTURE MODERNE	18
1.1. Agriculture & biodiversité : concilier sécurité alimentaire et durabilité des agro-écosystèmes	18
1.1.1. Evolution de l'agriculture au cours du 20 ^{ème} siècle	18
1.1.2. Effets de l'intensification de l'agriculture sur la biodiversité	18
1.1.3. Intérêts de la biodiversité pour l'agriculture	19
1.2. Principes et intérêts de l'Agriculture Biologique	20
1.2.1. Naissance, définition et organisation de l'AB	20
1.2.2. Apports de l'AB pour le fonctionnement des agro-écosystèmes	22
1.2.2.1. Effets connus des modes de production sur la biodiversité	22
1.2.2.2. Effets connus des pratiques individuelles sur la biodiversité	23
2. LES PAYSAGES AGRICOLES	23
2.1. L'écologie du paysage : présentation des principaux concepts	23
2.1.1. Naissance et évolution de la discipline	23
2.1.2. Le concept d'hétérogénéité	24
2.1.3. Changements d'échelles	26
2.2. Effets de l'hétérogénéité des paysages sur la biodiversité	27
2.2.1. Effets connus de l'hétérogénéité paysagère sur la biodiversité	27
2.2.2. Prise en compte des pratiques agricoles	29
2.2.2.1. Notion d'hétérogénéité cachée	29
2.2.2.2. Description d'un paysage par les pratiques	31
2.3. Gestion des paysages agricoles	32
2.3.1. Apports de l'écologie du paysage pour l'aménagement des paysages agricoles	32
2.3.2. Développement de l'agro-écologie du paysage	33
3. PROBLEMATIQUE GENERALE DE LA THESE	35
3.1. Questions et hypothèses de recherche	35
3.2. Organisation du manuscrit	36
3.3. Cadre institutionnel	37

Chapitre I	39

1. SITES D'ETUDES	40
1.1. Sélection des sites d'étude	40
1.2. Description des sites d'étude	43



1.2.1. Cartographie des paysages	43
1.2.2. Présentation des paysages	45
2. ECHANTILLONNAGE DES DONNEES BIOLOGIQUES	48
2.1. Présentation des groupes d'ennemis naturels étudiés	48
2.2. Méthodes d'échantillonnage des ennemis naturels	50
2.3. Autres données biologiques	54
2.3.1. Pucerons	54
2.3.2. Végétation	54
2.4. Identification des insectes	55
2.4.1. Outils d'identification	55
2.4.2. Présentation des communautés échantillonnées	55
3. CARACTERISATION DES PRATIQUES AGRICOLES	57
3.1. Analyse préliminaire de la diversité des pratiques	57
3.2. Dans les parcelles	57
3.3. Dans les paysages	58
4. METHODOLOGIE STATISTIQUE	59
4.1. Caractérisation de la diversité des pratiques agricoles	60
4.2. Mesure de l'effet des variables locales et paysagères sur les insectes auxiliaires	60
4.2.1. Random forests	60
4.2.2. Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM)	61
4.2.3. Régression linéaire	61
Chapitre II	63
1. INTRODUCTION	66
2. MATERIALS AND METHODS	68
2.1. Study site	68
2.2. Sampling of natural enemies	68
2.3. Characterization of habitat quality	69
2.4. Characterization of cropping systems	69
2.5. Statistical analyses	70
3. RESULTS	72
3.1. Description of the farming practices diversity	72
3.2. Effects of farming practices and habitat quality on natural enemies	74
3.2.1. Identification of important variables	74
3.2.2. Effects of farming and habitat variables	75
4. DISCUSSION	78
4.1. The diversity of farming practices in organic and conventional wheat crops	78
4.2. Effect of the diversity of farming practices on natural enemies of crop pests	79
4.3. Level of detail for describing farming practices	80



5. CONCLUSION -----	81
6. ACKNOWLEDGMENTS -----	82
Chapitre III -----	83
1. INTRODUCTION -----	86
2. METHODS -----	88
2.1. Procedure for study sites selection -----	88
2.2. Sampling of natural enemies -----	89
2.3. Characterization of habitat quality for natural enemies -----	90
2.4. Landscape characterization -----	90
2.5. Statistical analyses -----	91
3. RESULTS -----	93
3.1. Description of the sampled communities -----	93
3.2. Effects of farming practices on the abundance of natural enemies -----	94
3.3. Effects of farming practices on the species richness of natural enemies -----	97
4. DISCUSSION -----	99
4.1. Relative importance of farming practices at the landscape and field scales for natural enemy diversity -----	99
4.2. Relative importance of farming practices and semi-natural elements for natural enemy diversity -----	101
4.3. Describing and analyzing the effects of landscape farming practices in complex agro-ecosystems -----	102
5. CONCLUSION -----	103
6. ACKNOWLEDGEMENTS -----	104
7. AUTHOR CONTRIBUTIONS -----	104
Chapitre IV -----	105
1. INTRODUCTION -----	107
2. MATERIEL ET METHODES -----	108
2.1. Site d'étude -----	108
2.2. Recueil des pratiques agricoles -----	109
2.3. Echantillonnage des insectes auxiliaires -----	109
2.4. Analyses statistiques -----	109
2.4.1. Mise en évidence de la diversité des pratiques agricoles -----	109
2.4.2. Calcul des métriques paysagères -----	110
2.4.3. Mesure de l'effet des types de stratégies de pratiques sur les ennemis naturels -----	110
3. RESULTATS -----	111



3.1. Diversité des pratiques agricoles dans le paysage -----	111
3.1.1. <i>Diversité globale</i> -----	111
3.1.2. <i>Diversité des pratiques au sein des cultures semées à l'automne</i> -----	112
3.1.3. <i>Diversité des pratiques au sein des cultures semées au printemps</i> -----	114
3.1.4. <i>Diversité des pratiques au sein des cultures pluri-annuelles</i> -----	115
3.2. Effets de la diversité des pratiques sur les ennemis naturels -----	116
3.2.1. <i>Corrélations entre les métriques paysagères relatives aux pratiques</i> -----	116
3.2.2. <i>Effets des stratégies de pratiques sur la diversité des ennemis naturels</i> -----	117
4. DISCUSSION -----	119
4.1. Description de la diversité des pratiques -----	119
4.2. Effets de la diversité des pratiques sur les ennemis naturels -----	120
4.3. Aspects méthodologiques de la description des pratiques détaillées à l'échelle du paysage ---	122
6. CONCLUSION -----	123

Chapitre V ----- **125**

1. INTRODUCTION -----	129
2. MATERIALS AND METHODS-----	130
2.1. Study site selection and landscape characterization -----	130
2.2. Sampling of natural enemies-----	132
2.3. Statistical analyses-----	133
3. RESULTS-----	134
3.1. Evolution of landscape metrics across map extents-----	134
3.2. Effects of field farming type and landscape metrics on natural enemies -----	135
4. DISCUSSION -----	138
4.1. What do landscape metrics measure exactly?-----	138
4.2. Are natural enemies affected by farming practices at different spatial scales?-----	139
4.3. Is there a relationship between the dispersal abilities of natural enemies and the spatial scale at which they respond to farming practices? -----	141
4.4. Recommendations for landscape management-----	141
5. ACKNOWLEDGMENTS -----	142

DISCUSSION GENERALE ----- **143**

1. LES AGRO-ECOSYSTEMES BRETONS PRESENTENT UNE DIVERSITE DE PRATIQUES AGRICOLES ----	144
1.1. Diversité des pratiques à l'échelle parcellaire et paysagère-----	144
1.2. Comment représenter l'hétérogénéité d'un paysage par ses pratiques agricoles ? -----	145
2. LES PRATIQUES AGRICOLES ONT UN EFFET SUR LES COMMUNAUTES D'INSECTES AUXILIAIRES A DIFFERENTES ECHELLES -----	147
2.1. Echelle parcellaire : effets du mode de production et des pratiques individuelles-----	147



2.2. Echelle paysagère : importance relative des pratiques et des éléments semi-naturels-----	148
2.2.1. <i>Organisation des paysages</i> -----	148
2.2.2. <i>Facteurs paysagers influençant les communautés d'auxiliaires</i> -----	150
2.3. Réponses contrastées des différents groupes d'auxiliaires suivis-----	153
3. APPORTS ET PERSPECTIVES -----	155
3.1. Quels apports pour la gestion des paysages agricoles ?-----	155
3.2. Quelles perspectives pour la recherche scientifique ?-----	156

REFERENCES ----- 159

ANNEXES ----- 173

Annexe I.A. -----	174
Annexe I.B. -----	175
Annexe I.C. -----	176
Annexe I.D. -----	185
Annexe I.E.-----	189
Annexe II.F.-----	191
Annexe III.G.-----	192
Annexe III.H.-----	193
Annexe I. -----	194
Annexe J.-----	210
Annexe K. -----	212
Annexe L. -----	214
Annexe M.-----	215

INTRODUCTION GENERALE





1. LES ENJEUX DE L'AGRICULTURE MODERNE

1.1. Agriculture & biodiversité : concilier sécurité alimentaire et durabilité des agro-écosystèmes

1.1.1. Evolution de l'agriculture au cours du 20^{ème} siècle

Au cours du 20^{ème} siècle, l'agriculture a connu une large industrialisation à travers le monde, résultant en une forte augmentation des rendements (Matson *et al.*, 1997; Stoate *et al.*, 2001). Les techniques agricoles ont ainsi été intensifiées, grâce au développement des pesticides et des fertilisants d'origine chimique, à l'utilisation de variétés à fort rendement ou encore à une forte mécanisation des outils. Cette évolution s'est faite en réponse aux préoccupations constantes liées à la famine et à la très forte croissance de la population humaine. Cette dernière ne cesse d'augmenter et devrait atteindre les 9 milliards d'individus d'ici 2050 (Godfray *et al.*, 2010), faisant de la sécurité alimentaire une problématique majeure placée au centre des préoccupations de l'agriculture moderne.

L'industrialisation de l'agriculture s'est accompagnée d'une transformation importante des paysages agricoles. En Europe, les paysages ont ainsi été simplifiés, en lien avec la perte d'éléments non cultivés tels que les haies ou les fossés (Stoate *et al.*, 2001) et avec une simplification des rotations culturales. Les exploitations se sont spécialisées et leur taille, ainsi que celle des parcelles, a augmenté. Les paysages de bocage bretons ont particulièrement été touchés par ces changements, et notamment par une politique de remembrement active entre les années 1960 et 1980. Elle encourageait l'arasement des haies (pour agrandir les parcelles) et la mise en culture des prairies permanentes (Burel and Baudry, 1990).

La notion d'intensivité de l'agriculture, par opposition à celle d'extensivité, fait référence à une modification des pratiques agricoles (accroissement des rendements, recours à des volumes d'intrants industriels de plus en plus importants (engrais, pesticides, énergie, aliments du bétail)), mais également à une augmentation du capital (investissements en bâtiments, équipements, motorisation...) et à une diminution de la quantité de travail (Tirel, 1991). Dans un souci de simplification, les termes d'intensification/extensification seront employés dans cette thèse en ne faisant référence qu'à la nature des pratiques agricoles, le degré d'intensivité étant directement lié à leur nuisibilité pour la biodiversité.

1.1.2. Effets de l'intensification de l'agriculture sur la biodiversité

Les problèmes causés par l'évolution des paysages et des pratiques agricoles ont rapidement été mis en exergue, notamment à cause de leurs conséquences sur l'environnement. On a constaté, par exemple, une érosion et un épuisement des sols (pertes de nutriments et de matière organique), une contamination des eaux souterraines et de surface provoquant une eutrophisation des milieux aquatiques (augmentation des taux de



nitrate et de phosphore), ainsi qu'une action directe sur les changements climatiques (Gregory *et al.*, 2002). Ces changements ont entraîné des pertes de biodiversité majeures dans les agro-écosystèmes, touchant une large gamme d'espèces (Stoate *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2003; Henle *et al.*, 2008). Les effets létaux et sublétaux de certaines pratiques agricoles, et en particulier des pesticides, ont largement été mis en cause (Desneux *et al.*, 2007). Les pertes de biodiversité sont également liées à la disparition ou à la transformation de nombreux habitats indispensables à la réalisation du cycle de vie des espèces, tels que les haies (Benton *et al.*, 2003).

En réponse à ces problèmes, on cherche maintenant à mettre en place des systèmes agricoles plus durables, conciliant protection de la biodiversité et productivité (Thrupp, 2000; Brussaard *et al.*, 2010). C'est par exemple l'objectif du plan Ecophyto 2018, proposé par le Grenelle de l'environnement en 2008, qui vise à réduire de moitié l'utilisation des produits phytosanitaires en France, dans un délai de dix ans.

1.1.3. Intérêts de la biodiversité pour l'agriculture

Le rapport sur l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) décrit les services écosystémiques comme des « biens et services que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement, pour assurer leur bien-être ». Les systèmes agricoles sont associés à de nombreux services écosystémiques, tels que les services d'approvisionnement qui assurent la production de nourriture ou d'énergie (Swinton *et al.*, 2007). Ces services sont directement associés à des fonctions écologiques, définies quant à elles comme les processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes (de Groot *et al.*, 2002). Le fonctionnement des agro-écosystèmes repose ainsi sur des fonctions de régulation rendues par la biodiversité non cultivée, comme la décomposition de la matière organique, la pollinisation ou le contrôle biologique des ravageurs (Altieri, 1999). La prise en compte de ces services, en lien avec une gestion appropriée de la biodiversité, pourrait donc permettre d'établir un fonctionnement plus durable de ces systèmes (Tscharntke *et al.*, 2005).

En particulier, le contrôle biologique a largement été étudié, car il présente une alternative intéressante à la lutte chimique contre les insectes ravageurs, les champignons, les maladies et les plantes adventices (utilisation d'insecticides, de fongicides et d'herbicides) (DeBach and Rosen, 1991). Il est réalisé par une large diversité de prédateurs et de parasitoïdes spécialistes ou généralistes (appelés espèces auxiliaires ou ennemis naturels), tels que les oiseaux, les araignées ou les guêpes, capables de maintenir les populations de ravageurs sous un certain seuil de nuisibilité et de limiter les dégâts qu'ils causent sur les cultures (Zhang *et al.*, 2007). Le contrôle biologique peut être géré par l'homme de différentes façons : en introduisant une espèce exotique pour qu'elle s'établisse à long terme dans l'environnement (contrôle biologique « classique »), en réalisant des lâchers successifs pour un contrôle ponctuel des ravageurs (contrôle biologique par



« inoculation » ou par « inondation »), ou en modifiant l'environnement de façon à favoriser la présence d'espèces déjà naturellement présentes (contrôle biologique par « conservation ») (Eilenberg *et al.*, 2001). C'est sur cette troisième technique que nous nous focaliserons dans cette thèse. Evaluer le contrôle biologique en termes de service rendu est une tâche complexe. En effet, sa qualité peut dépendre de nombreux paramètres difficilement dissociables, propres à l'environnement écologique, économique et sociétal étudié. Le rendement d'une culture peut par exemple dépendre à la fois de la présence d'ennemis naturels, du climat, des coûts de production et des choix de pratiques réalisés par l'agriculteur. De la même façon, il est assez difficile de mesurer le fonctionnement du contrôle biologique car cela nécessite une observation directe des relations de prédation ou de parasitisme entre ennemis naturels et ravageurs. Dans ce travail de thèse, nous nous limiterons donc à la mesure de deux composantes clés impliquées dans la régulation biologique, qui sont l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels (Barbosa, 1998). Ce sont donc des mesures de « potentiel auxiliaire » qui seront réalisées.

1.2. Principes et intérêts de l'Agriculture Biologique

1.2.1. Naissance, définition et organisation de l'AB

L'Agriculture Biologique (AB) est un mode de production agricole basé sur la réalisation de pratiques en lien étroit avec les cycles écologiques (Gomiero *et al.*, 2011). Le premier groupement d'agriculteurs ayant prôné une agriculture extensive exempte de pesticides est né en Allemagne dans les années 1920. Le terme « biologique » a été utilisé pour la première fois en 1940, mais il a fallu attendre les années 1990 pour que l'AB connaisse un réel succès, notamment auprès des consommateurs. Entre 2000 et 2011, le nombre de fermes en AB et les surfaces en AB ont ainsi été multipliées par 7.2 et 2.4 respectivement, à travers le monde (Agence Bio, 2013) (Figure 1). La France a suivi cette tendance puisque les surfaces certifiées en AB sont passées de 100 000ha à 850 000ha entre 1995 et 2012, ce qui représente au final 4.7% de l'ensemble des exploitations. Au-delà des techniques agricoles, l'AB repose sur des principes philosophiques forts, présentés par la fédération internationale des mouvements d'AB (IFOAM) en quatre grands piliers : l'écologie, la santé, la justice et la protection (IFOAM, 2014). Ce mode de production vise ainsi à soutenir à la fois la santé des sols, des écosystèmes et de l'Homme.

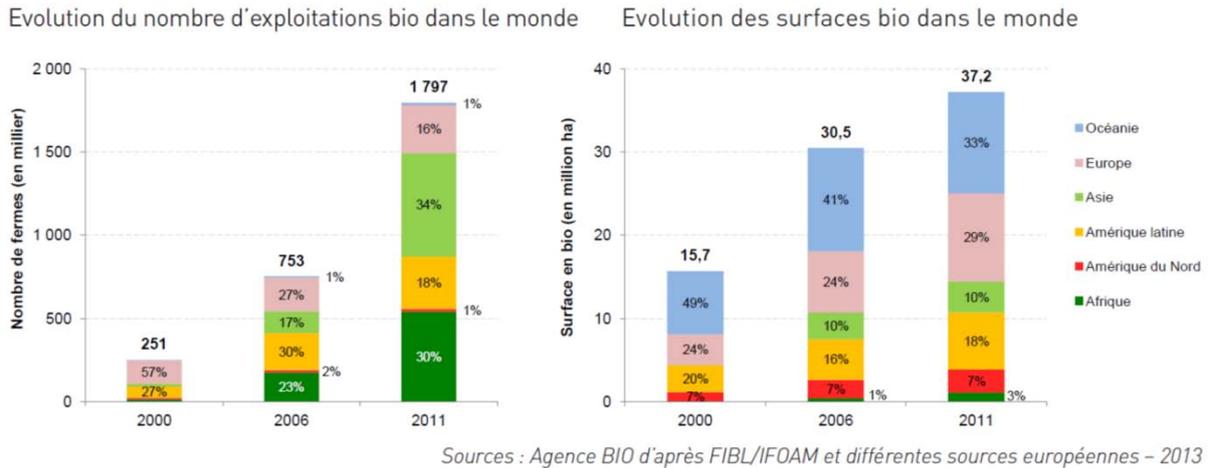


Figure 1. Evolution du nombre d'exploitations et des surfaces en AB dans le monde entre 2000 et 2011 (Agence Bio, 2013).

En Europe, le cahier des charges de l'AB interdit l'utilisation de pesticides chimiques, de fertilisants artificiels, d'hormones de croissance, d'antibiotiques et d'Organismes Génétiquement Modifiés (OGM) (Council of the European Union, 2007). En réponse à ces contraintes, les agriculteurs en AB réalisent des pratiques agricoles alternatives, permettant de gérer la santé des cultures sans utiliser de produits phytosanitaires. Les herbicides sont par exemple remplacés par un travail du sol important (faux semis, désherbage mécanique) permettant de limiter le développement des adventices (Rasmussen and Ascard, 1995; Bond and Grundy, 2001). La pression des ravageurs peut, quant à elle, être limitée par l'intervention d'ennemis naturels en tant qu'agents de contrôle biologique. Les mécanismes impliqués dans ce processus ont largement été étudiés mais les paramètres affectant l'efficacité des communautés d'auxiliaires restent malgré tout mal compris, en raison de la complexité des systèmes dans lesquels ils évoluent (Tscharntke *et al.*, 2005) et des relations spécifiques dans lesquelles ils sont impliqués (Straub *et al.*, 2008). L'enjeu de la recherche actuelle dans ce domaine est d'identifier les conditions garantissant une régulation biologique efficace, en lien avec des facteurs à la fois parcellaires (pratiques agricoles) et paysagers (habitats disponibles).

Dans ce manuscrit, nous considérons toutes les exploitations qui ne sont pas labellisées en AB comme des exploitations en Agriculture Conventiennelle (AC). Cependant, cette appellation, largement utilisée dans la littérature scientifique, englobe de nombreux modes de productions identifiés ou non par des labels. C'est par exemple le cas de systèmes économes en intrants ou présentant une diversification des rotations culturales (soutenus par des Mesures Agro-Environnementales (MAE)), de systèmes ayant recours aux Techniques Cultures Simplifiées (TCS) visant à améliorer la qualité des sols, ou encore de certains groupements d'agriculteurs, tels que le réseau Adage35 en Ille et Vilaine, prônant la réalisation d'une agriculture durable.



1.2.2. Apports de l'AB pour le fonctionnement des agro-écosystèmes

1.2.2.1. Effets connus des modes de production sur la biodiversité

De nombreuses études ont comparé les effets de l'AB et de l'AC à l'échelle de la parcelle sur une large diversité de taxa présents dans les milieux cultivés, tels que les oiseaux, les papillons, les coléoptères, les plantes et les microorganismes du sol (Chamberlain, 1999; Shah *et al.*, 2003; Oehl *et al.*, 2004; Gabriel and Tschardt, 2007; Rundlöf *et al.*, 2008a). Deux méta-analyses parues en 2005 ont synthétisé les résultats de ces études (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Elles soulignent l'effet globalement positif de l'AB sur l'abondance et la richesse spécifique des différents taxa étudiés, principalement en lien avec l'absence de produits phytosanitaires et une bonne gestion des éléments semi-naturels. Cependant, ce résultat doit être nuancé puisque les auteurs soulignent l'existence d'un certain nombre d'études (16% selon Bengtsson *et al.*) présentant des résultats contradictoires (parcelles en AB présentant une biodiversité similaire ou inférieure à celle des parcelles en AC). Selon eux, ces incohérences peuvent s'expliquer par des biais méthodologiques (sous estimation de l'AB, manque de réplicats et de facteurs explicatifs), mais également par d'importantes interactions entre facteurs explicatifs. Ainsi, les bénéfices de l'AB au niveau parcellaire semblent fortement dépendre de la nature du paysage environnant (Rundlöf and Smith, 2006), de l'espèce étudiée (Fuller *et al.*, 2005) ou du type de culture considéré. De plus, Hole *et al.* (2005) évoquent la question du manque de représentativité de la dichotomie AB vs. AC. Comme évoqué précédemment, l'AC regroupe ainsi des systèmes de cultures¹ (Papy, 2008) plus ou moins intensifs en termes de pratiques agricoles, qui peuvent être très divers. De la même façon, on peut supposer que les exploitations en AB présentent une large diversité de pratiques, qui peuvent être plus ou moins favorables à la biodiversité. On sait par exemple que certains agriculteurs utilisent des insecticides organiques autorisés en AB mais ayant des effets négatifs sur les arthropodes auxiliaires (Bahlai *et al.*, 2010). En définitive, la diversité potentielle des systèmes de cultures suggère que la dichotomie AB vs. AC est une construction sociale derrière laquelle il existe en réalité une certaine continuité entre pratiques, ces dernières se positionnant le long d'un gradient d'intensivité pour la biodiversité. Cette hypothèse est un des points phares de l'étude présentée dans cette thèse, dans laquelle nous nous concentrerons sur les assemblages de pratiques (« stratégies de pratiques ») issus de la diversité des itinéraires techniques. Une récente étude réalisée dans les plaines céréalières du nord de la France (Gosme *et al.*, 2012) s'est penchée sur la question et a montré une distinction forte entre les pratiques biologiques et conventionnelles, faisant sens pour les populations de ravageurs du blé. Cependant, seules trois exploitations en AB avaient été considérées dans cette analyse,

¹ Un système de culture permet de caractériser les stratégies de gestion d'un agriculteur et se définit par i) la nature et l'ordre des cultures (rotations pluri-annuelles) qu'il implante sur ses parcelles agricoles, et ii) les itinéraires techniques (choix des variétés, type de semis, travail du sol, traitements phytosanitaires, etc.) qu'il réalise sur ces cultures.



sous-estimant certainement la diversité des pratiques. En outre, cette problématique n'a encore jamais été explorée pour les communautés d'auxiliaires.

1.2.2.2. Effets connus des pratiques individuelles sur la biodiversité

Certaines études ont évalué les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité de façon individuelle. Bien que chaque opération technique ne puisse réellement être considérée indépendamment du système de culture dans lequel elle est intégrée, une telle approche permet de comprendre plus finement les effets des grands modes de production discutés ci-dessus.

Les systèmes en AB se distinguent principalement des systèmes conventionnels par l'absence de produits de synthèse. Malgré tout, comme évoqué précédemment, il a été montré que certains insecticides d'origine organique peuvent être aussi nuisibles pour les ennemis naturels que ceux d'origine synthétique (Bahlai *et al.*, 2010). Les effets de ces derniers ont été étudiés sur une large gamme d'espèces, notamment chez les arthropodes. Ils peuvent avoir des effets directs, par simple contact, ou indirects, à travers l'ingestion de proies contaminées ou une modification des conditions d'habitat (Theiling and Croft, 1988; Geiger *et al.*, 2010). Sans surprise, les insecticides ont été identifiés comme les pesticides les plus toxiques, mais les effets des herbicides et fongicides restent non négligeables. Leurs effets peuvent être létaux ou sublétaux. Des études ont ainsi montré qu'ils peuvent modifier le développement, la fécondité ou le comportement des arthropodes (Desneux *et al.*, 2007). De la même façon, le travail du sol, souvent plus important en AB, peut provoquer une altération significative des communautés d'organismes vivant dans le sol ou à sa surface (Stinner *et al.*, 1988; McLaughlin and Mineau, 1995). Les effets du labour ont particulièrement été étudiés sur les carabes, un groupe d'arthropodes auxiliaires dont les larves de certaines espèces passent l'hiver dans le sol des cultures. Il a notamment été montré que les labours de printemps sont très destructeurs car ils coïncident avec le moment où les larves, proches de la métamorphose, sont les plus fragiles (Purvis and Fadi, 2002; Holland and Reynolds, 2003).

Il est important de noter que certaines pratiques agricoles ont également été identifiées pour leurs effets positifs sur la biodiversité. C'est par exemple le cas de la fertilisation organique, qui augmente la diversité des carabes (Eyre *et al.*, 2008), en lien avec une amélioration de la structure du sol.

2. LES PAYSAGES AGRICOLES

2.1. L'écologie du paysage : présentation des principaux concepts

2.1.1. Naissance et évolution de la discipline

L'écologie du paysage est une discipline qui a émergé dans les années 1980 et qui allie l'écologie et la géographie pour étudier la structure et la dynamique des paysages en



lien avec les processus biotiques et abiotiques qui s’y déroulent (Forman, 1995; Burel and Baudry, 2003). Elle s’est développée en réponse à la transformation rapide de certains paysages, due par exemple à la fragmentation des forêts aux Etats Unis (causée par des incendies et une forte exploitation), et à l’intensification de l’agriculture en Europe. L’écologie du paysage connaît depuis un succès croissant et soulève de nombreuses questions de recherche (Wu, 2013). Parmi les problématiques clés qui sont étudiées, on trouve la durabilité des paysages, la production de services écosystémiques et les effets des changements d’usage des terres.

La représentation des paysages agricoles a beaucoup évolué au fil des années. Pendant longtemps, les terres cultivées ont été considérées comme une matrice hostile à la biodiversité car soumise à de nombreuses perturbations. Les éléments semi-naturels étaient quant à eux perçus comme des corridors (haies, bandes enherbées) et des taches d’habitat (boisements, prairies permanentes) permettant aux espèces de se réfugier et de se déplacer (Forman, 1995). Plus tard, la représentation des paysages agricoles a évolué vers celle d’une mosaïque dynamique de parcelles agricoles et d’éléments semi-naturels, dont la structure est caractérisée par un certain niveau d’hétérogénéité (Burel and Baudry, 2003). Avec cette vision, les cultures sont cette fois-ci considérées comme des habitats dans lesquels les espèces sauvages peuvent s’alimenter, se reproduire et même se disperser (Fahrig, 2007; Jules and Shahani, 2009).

2.1.2. Le concept d’hétérogénéité

L’hétérogénéité est un concept clé en écologie du paysage, permettant de décrire et de quantifier la structure des paysages. L’hétérogénéité a deux composantes (Figure 2) : 1) l’hétérogénéité de composition, qui mesure l’étendue et la diversité des différentes occupations du sol, 2) l’hétérogénéité de configuration, qui mesure la complexité de l’organisation spatiale des différentes occupations du sol (Burel and Baudry, 2003; Fahrig *et al.*, 2011). La composition et la configuration sont deux paramètres qui sont généralement très liés (Dufлот, 2013). Ainsi, on sait que les paysages présentant une grande diversité de couverts (mesure de composition) présentent également des taches d’habitat plus petites (mesure de configuration) (Fahrig *et al.*, 2011). Par ailleurs, l’hétérogénéité d’un paysage est étroitement liée au degré de fragmentation des taches d’habitat qui le composent. Ce processus est en effet caractérisé par la transformation d’une large tache d’habitat en de multiples petites taches isolées les unes des autres (Fahrig, 2003).

De façon classique, les paysages sont décrits par leur hétérogénéité « structurelle », c’est-à-dire en considérant les caractéristiques physiques des différentes occupations du sol. Avec cette vision, deux parcelles de maïs, l’une en AB et l’autre en AC, seront classées dans une même catégorie (Figure 3B). Récemment, la notion d’hétérogénéité « fonctionnelle » a émergé, identifiant les différentes occupations du sol par leur disponibilité en ressources pour une espèce donnée (Fahrig *et al.*, 2011). Avec cette vision, les deux parcelles de maïs



seront cette fois-ci distinguées (par exemple en fonction de leur mode de production), car elles présentent une qualité d'habitat potentiellement différente (Figure 3C). Cette approche permet d'avoir une représentation du paysage plus efficace car mieux représentative de la façon dont les espèces perçoivent leur environnement.

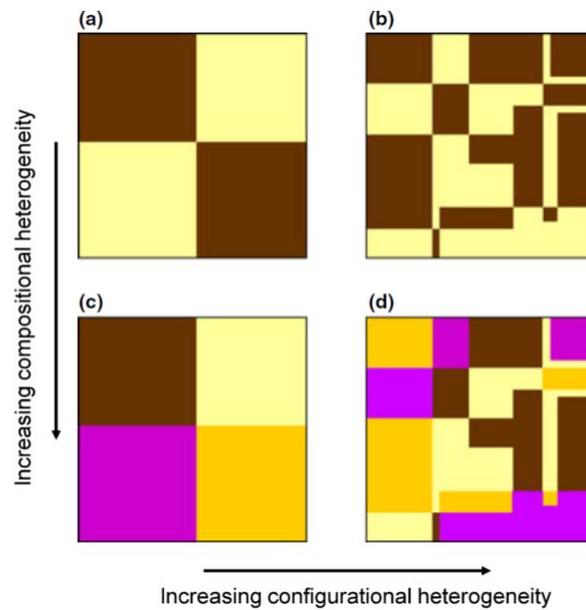


Figure 2. Illustration des deux composantes majeures de l'hétérogénéité spatiale : la composition (« compositional heterogeneity ») et la configuration (« configurational heterogeneity »). Chaque grand carré représente un paysage et les différentes couleurs représentent différentes occupations du sol. L'hétérogénéité de composition augmente avec une augmentation du nombre et/ou de l'équitabilité des occupations. L'hétérogénéité de configuration augmente avec une augmentation de la complexité des patrons spatiaux (Fahrig et al., 2011).

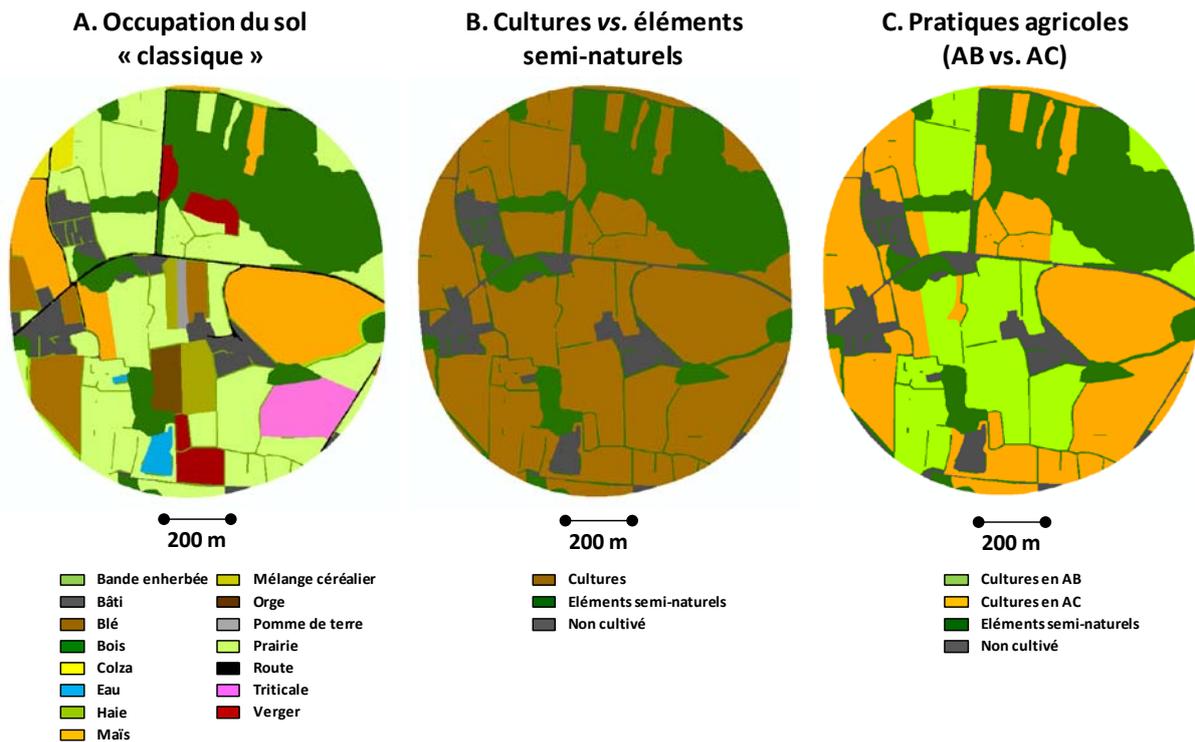


Figure 3. Représentations de l'hétérogénéité d'un paysage à partir d'une cartographie de l'occupation du sol (A), avec B) une approche classique opposant les terres cultivées aux éléments semi-naturels, et C) une approche plus fonctionnelle tenant compte des pratiques agricoles (AB vs. AC).

2.1.3. Changements d'échelles

Les paysages ont une structure hiérarchique, conférant aux processus qui s'y déroulent un aspect multi-échelles (Wu, 1999). En conséquence, le choix de l'échelle d'étude est une des préoccupations majeures de l'écologie du paysage (Wiens, 1989). La notion d'échelle fait référence à la résolution spatiale (grain), l'étendue spatiale, et l'étendue temporelle auxquelles les observations sont faites dans une zone d'étude. On sait que les processus écologiques et la structure des paysages sont étroitement liés, et que leur observation dépend fortement de l'échelle à laquelle ils sont étudiés (Turner *et al.*, 1989; Moody and Woodcock, 1995; Wu *et al.*, 2002). Globalement, les phénomènes rapides se déroulant sur de petites surfaces sont associés à des structures paysagères décrites à échelle fine (ex : déplacement journalier d'une coccinelle), tandis que les phénomènes longs se déroulant sur de grandes surfaces sont associés à des structures paysagères décrites à large échelle (ex : processus invasif d'une plante) (Burel and Baudry, 2003).

Choisir l'échelle d'une étude est un problème complexe, car il est difficile d'identifier la ou les échelles qui seront les plus pertinentes vis-à-vis du processus écologique suivi et de la caractéristique paysagère étudiée. Concernant les processus écologiques, il est important de tenir compte de la diversité de comportements des différentes espèces impliquées dans



une même fonction (Cushman and McGarigal, 2002). Par exemple, l'étude de la dynamique d'une population d'auxiliaires sera plus pertinente si elle tient compte des capacités de dispersion contrastées des espèces concernées (Bossenbroek *et al.*, 2004). Concernant la structure des paysages, on sait que les métriques mesurant leur hétérogénéité peuvent fortement varier en fonction de l'échelle à laquelle elles sont calculées (O'Neill *et al.*, 1996; Saura and Martinez-Millan, 2001).

En définitive, la prise en compte d'une unique échelle d'étude ne fournit qu'une vision partielle de la réalité, ce qui risque de fausser la compréhension des phénomènes étudiés (Levin, 1992). Pour éviter les confusions, Wu (2004) recommande de quantifier la dépendance entre échelle et patrons paysagers, par exemple en calculant des métriques d'hétérogénéité et en comparant leurs effets sur les processus écologiques sur une large gamme d'échelles. Ceci constitue le point de départ d'un des chapitres présentés dans ce manuscrit.

2.2. Effets de l'hétérogénéité des paysages sur la biodiversité

2.2.1. Effets connus de l'hétérogénéité paysagère sur la biodiversité

De nombreux travaux ont évalué les effets de l'hétérogénéité paysagère sur la biodiversité. Une grande partie des études réalisées à ce sujet portent sur les éléments semi-naturels, c'est-à-dire les haies, boisements, bandes enherbées et prairies permanentes (Bianchi *et al.*, 2006; Fahrig *et al.*, 2011). Pour beaucoup d'auteurs, la mesure de l'hétérogénéité paysagère se résume en effet au pourcentage d'éléments semi-naturels (ou, à l'inverse, de terres cultivées) (Gabriel *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005a; Gagic *et al.*, 2011), en considérant que plus il augmente, plus le paysage se « complexifie ». Leurs résultats montrent globalement que plus un paysage est hétérogène, plus il présente une biodiversité élevée. Ceci a été montré pour une large gamme de taxa incluant des espèces d'ennemis naturels. L'hétérogénéité peut permettre de favoriser l'abondance et la richesse spécifique des auxiliaires, résultant en une régulation plus efficace des ravageurs (Landis *et al.*, 2000; Bianchi *et al.*, 2006; Veres *et al.*, 2013). Les éléments semi-naturels ont en effet été identifiés comme des habitats importants pour les espèces vivant dans les paysages agricoles, qu'elles utilisent pour se réfugier, se reproduire, s'alimenter, hiverner et se disperser (Burel, 1996; Bianchi *et al.*, 2006).

L'hétérogénéité de configuration est un paramètre qui est rarement étudié, en partie parce qu'il est difficile à décorrélérer de la composition (Ewers and Didham, 2006). Certains auteurs ont malgré tout réussi à mettre en évidence son importance pour la biodiversité, en mesurant par exemple des longueurs d'interface entre différentes occupations du sol (Duflot *et al.*, 2014) ou en calculant la proximité entre taches d'habitat (Rusch *et al.*, 2011). De telles mesures ont en effet du sens pour les espèces des milieux agricoles puisqu'elles permettent



d'étudier la complémentation² des habitats, en lien avec les déplacements des individus dans la mosaïque (Dunning *et al.*, 1992; Vasseur *et al.*, 2013).

Il est important de noter que l'hétérogénéité paysagère n'est pas toujours favorable à la biodiversité. Fahrig *et al.* (2011) proposent une « hypothèse d'hétérogénéité intermédiaire », partant du constat que l'hétérogénéité favorise la biodiversité jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel il y a un effet négatif de la fragmentation. Cette dernière provoque en effet des pertes d'habitats, une diminution de la connectivité entre taches, ainsi qu'une augmentation des effets de bordure et de la compétition entre individus (en lien avec la petite taille des taches d'habitat) (Saunders *et al.*, 1991; Tschardtke *et al.*, 2002).

Il a été montré que les effets de l'hétérogénéité paysagère liés aux éléments semi-naturels sur la biodiversité peuvent être plus forts que ceux des pratiques agricoles parcellaires (Purtauf *et al.*, 2005). De plus, plusieurs auteurs ont mis en évidence l'existence d'interactions entre ces deux échelles. Ainsi, les effets positifs de l'AB sur la biodiversité au niveau local sont généralement plus marqués dans les paysages homogènes que dans les paysages hétérogènes (Roschewitz *et al.*, 2005a; Rundlöf and Smith, 2006). En effet, comme souligné par Tschardtke *et al.* (2005), une forte hétérogénéité paysagère semble pouvoir compenser les effets négatifs locaux des pratiques intensives réalisées en AC. Leroux *et al.* (2008) précisent que ces résultats sont modulés par les capacités de dispersion des espèces étudiées, les plus mobiles étant d'avantage affectées par le paysage environnant (Figure 4).

² Utilisation par un organisme de ressources non-substituables fournies par différents couverts.

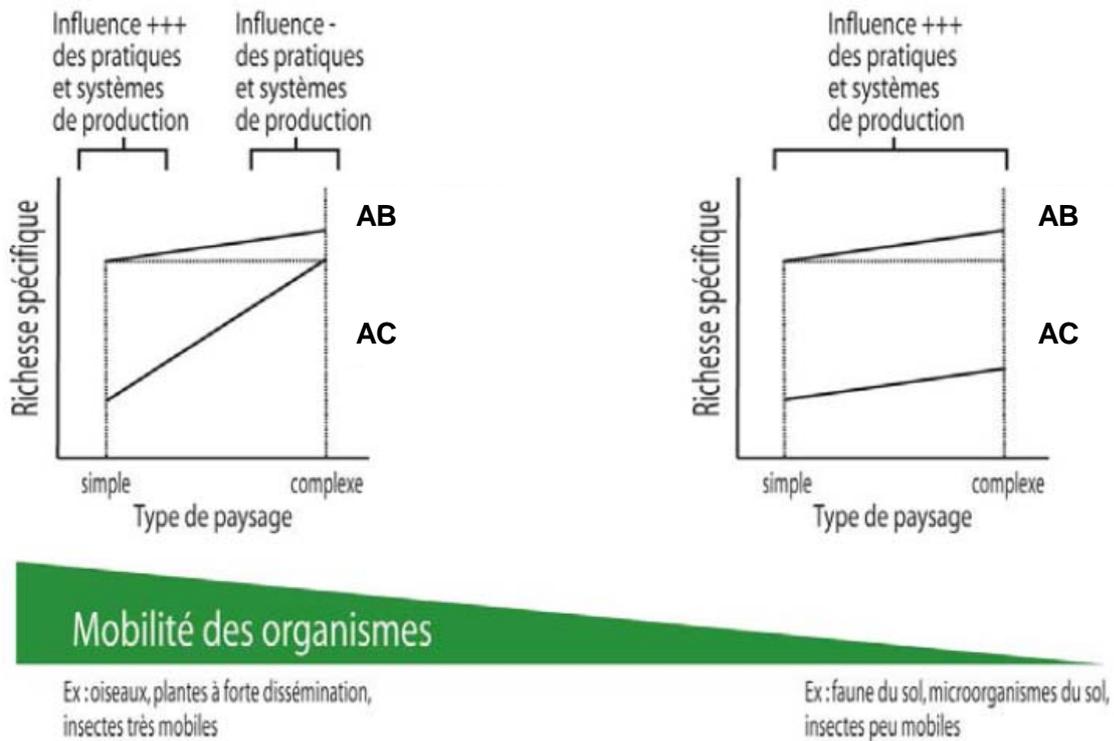


Figure 4. Relation entre complexité paysagère et richesse spécifique dans des parcelles gérées en AB ou en AC, en fonction de la mobilité des organismes (modifié d'après Leroux et al. (2008)).

2.2.2. Prise en compte des pratiques agricoles

2.2.2.1. Notion d'hétérogénéité cachée

Les pratiques agricoles ont très peu été prises en compte dans la description de l'hétérogénéité paysagère. La diversité des itinéraires techniques génère pourtant une forme particulière d'hétérogénéité, souvent invisible à l'œil nu et décrite par Vasseur *et al.* (2013) par le concept d'hétérogénéité « cachée ». Ainsi, au-delà de la diversité des couverts liée à la nature des cultures et à leur phénologie, les rotations pluri-annuelles et les itinéraires techniques réalisés par les agriculteurs sont susceptibles de modifier la composition et la configuration des paysages agricoles. Les quelques études ayant exploré cette question ont montré que les paysages présentant de larges surfaces en AB sont plus favorables à la biodiversité (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010; Gosme *et al.*, 2012). Ces résultats ont été montrés pour une large gamme de taxa, incluant les plantes, les papillons et différents groupes de pollinisateurs, d'auxiliaires et de ravageurs. Ils ont été mis en évidence à différentes étendues spatiales, allant de l'environnement proche des parcelles à plusieurs kilomètres aux alentours.

Pour bien comprendre les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité à l'échelle du paysage, on peut faire appel à certains concepts de l'écologie des perturbations (Forman and Godron, 1981). En effet, la mosaïque de pratiques agricoles peut être considérée



comme un assemblage de taches de perturbations qui sont guidées par les agriculteurs et qui peuvent avoir des effets positifs ou négatifs sur la biodiversité. Ces perturbations entraînent ainsi des modifications du milieu susceptibles d'affecter la structure des communautés, de façon intentionnelle (ex : suppression des ravageurs) ou non (ex : suppression des auxiliaires). Leurs effets dépendent i) du régime des perturbations, c'est-à-dire de la nature, de la dynamique temporelle (durée, fréquence), de l'intensité et de l'étendue spatiale des pratiques ; ii) des capacités d'adaptation des espèces (Pickett and White, 1985; Fahrig, 1992). Bien que certaines pratiques réalisées en AB constituent des perturbations importantes pour la biodiversité (faux semis, insecticides organiques), l'effet positif de ce mode de production à large échelle pourrait donc s'expliquer par la réalisation d'interventions globalement plus extensives et moins fréquentes que celles de l'AC, sur de grandes étendues spatiales. Il est également certainement dû à la capacité des espèces étudiées à éviter ces perturbations ou à recoloniser le milieu, notamment grâce à leur mobilité (en se déplaçant de l'AC vers l'AB, et des cultures vers les éléments semi-naturels) (Fahrig, 2007).

Les études réalisées jusqu'à maintenant n'ont pas tenu compte de l'organisation spatiale des pratiques agricoles. On peut pourtant supposer que l'effet positif de l'AB à l'échelle du paysage sera d'autant plus efficace si les parcelles sont organisées en taches d'habitat facilement accessibles par les individus (Fahrig, 2003). Ainsi, la présence de longues interfaces entre taches favorables et défavorables permettrait aux individus de se réfugier facilement en cas de perturbation. Une configuration adaptée au maintien des populations d'auxiliaires serait donc celle d'une fragmentation sans perte d'habitat (« fragmentation per se » (Figure 5)), en conservant des taches suffisamment grandes pour éviter les effets négatifs de lisière (« débordement » des pratiques intensives) (Figure 6). Par ailleurs, la représentation des pratiques agricoles à l'échelle du paysage a jusqu'à présent été faite en ne considérant que la dichotomie AB vs. AC, ce qui soulève les mêmes questions que celles évoquées précédemment pour les études à l'échelle parcellaire quant au niveau de finesse à utiliser pour caractériser les pratiques agricoles. En termes de gestion des paysages, l'identification de quelques pratiques favorables aux auxiliaires pourrait fournir des leviers d'actions efficaces à large échelle, car laissant plus de flexibilité aux agriculteurs (modifier quelques pratiques est plus facile que d'envisager une conversion à l'AB).

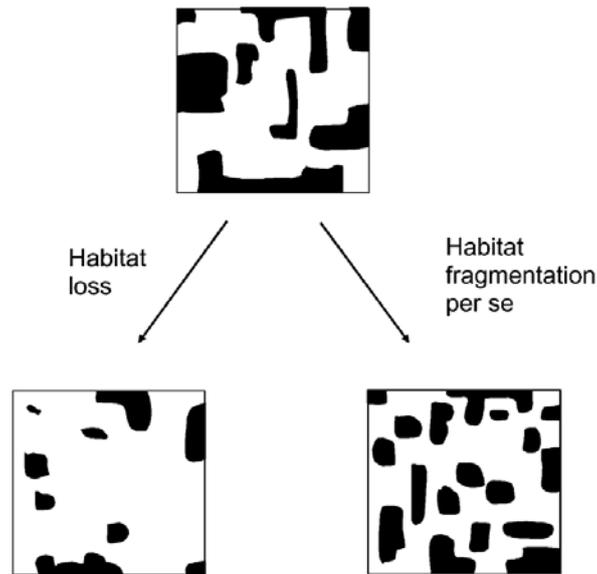


Figure 5. Schématisation du processus de fragmentation per se (le nombre de taches augmente mais la surface totale de l'habitat ne change pas), par opposition au processus de fragmentation « classique » (c'est-à-dire avec une perte d'habitat) (Fahrig, 2003).

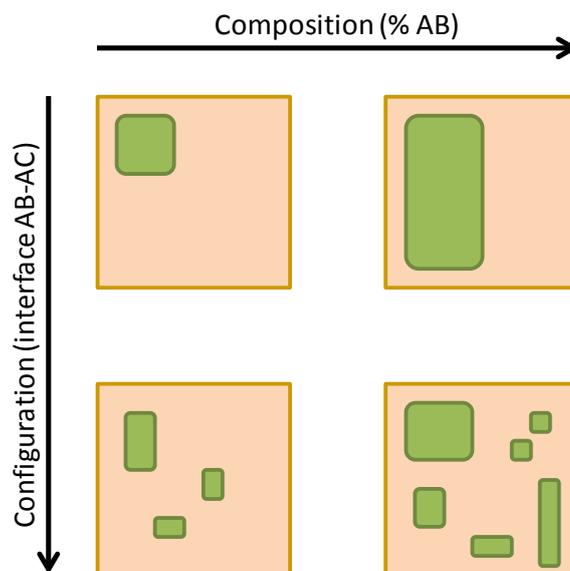


Figure 6. Variabilité du niveau d'hétérogénéité de l'AB (en vert), en fonction de sa composition (% occupé par sa surface) et de sa configuration (longueur d'interface avec l'AC, en orange). Dans ce travail de thèse, on pose l'hypothèse que ce sont les paysages les plus hétérogènes (en bas à droite) qui sont les plus favorables aux insectes auxiliaires.

2.2.2.2. Description d'un paysage par les pratiques

La description d'un paysage agricole par ses pratiques pose des problèmes méthodologiques importants. En effet, comme évoqué précédemment, l'« invisibilité » de la



plupart des opérations techniques ne permet pas de cartographier précisément une zone d'étude en réalisant de simples relevés de terrain ou en utilisant des méthodes de télédétection. Chaque année, les exploitations en AB sont recensées et cartographiées mais ces données ne sont pas publiques. L'Agence Bio met en ligne un annuaire national des exploitations en AB (Agence Bio, 2012), indiquant les productions et les coordonnées de chacune. Réaliser une cartographie de l'AB nécessite ensuite inévitablement de rencontrer les agriculteurs sur le terrain afin de bien identifier l'emplacement de leurs parcelles.

Au-delà de la dichotomie AB vs. AC, la prise en compte de la diversité des pratiques sur de grandes étendues spatiales est également complexe. En effet, pour disposer d'un minimum d'informations sur les pratiques, il est nécessaire de réaliser des interviews avec l'ensemble des agriculteurs présents sur la zone étudiée. Plus l'étendue spatiale considérée est importante, plus le nombre d'agriculteurs augmente, ce qui rend l'acquisition des données de plus en plus coûteuse en temps. Plusieurs solutions peuvent être envisagées pour que cet échantillonnage reste réaliste, mais elles présentent chacune des inconvénients : 1) réduire l'étendue spatiale considérée, ce qui risque de donner lieu à une caractérisation trop limitée des pratiques environnantes, non représentative de leurs effets potentiels sur la biodiversité, 2) réduire la durée des enquêtes en limitant le questionnaire à quelques informations essentielles au regard de la littérature scientifique, ce qui risque de mal estimer les effets encore peu/pas connus de certaines pratiques, 3) réaliser les enquêtes par téléphone au lieu de rencontrer directement les agriculteurs, ce qui risque d'aboutir à un jeu de données incomplet contenant d'avantage d'inexactitudes (les échanges se font généralement plus facilement de visu). En définitive, la meilleure solution semble d'essayer de trouver des compromis entre ces trois propositions, le but étant d'obtenir des informations robustes et pertinentes vis-à-vis de l'objectif de l'étude en un minimum de temps.

2.3. Gestion des paysages agricoles

2.3.1. Apports de l'écologie du paysage pour l'aménagement des paysages agricoles

Les travaux réalisés en écologie du paysage ont abouti à des propositions d'aménagement concrètes dans le but de mieux gérer la biodiversité non cultivée des agro-écosystèmes. Leur mise en pratique peut passer par des décisions politiques prises au niveau national (ex : Grenelle de l'environnement) et international (ex : Mesures Agro-Environnementales), ou par des dispositifs plus locaux portés par les régions (ex : programme Breizh Bocage), les communautés de communes ou les associations. Actuellement, les aménagements développés à l'échelle du paysage sont majoritairement centrés sur la gestion des éléments non cultivés. C'est le cas de la mesure Trame verte et bleue française, issue du Grenelle de l'environnement de 2007, dont l'objectif est de faciliter la dispersion des espèces entre taches d'habitat grâce à la mise en place ou à la restauration de corridors écologiques (JORF, 2012). Dans les paysages agricoles, bien que ce dispositif



puisse être appliqué aux zones cultivées, il a jusqu'à maintenant essentiellement été développé autour des éléments semi-naturels. Au niveau européen, on cherche de la même façon à compenser les effets de la fragmentation paysagère grâce à la mise en place de réseaux écologiques permettant de conserver la biodiversité (Jongman *et al.*, 2004). Un des objectifs de ce travail de thèse est cette fois-ci de proposer des solutions d'aménagement centrées sur la trame cultivée, et plus précisément sur les pratiques agricoles, dans le but de favoriser la diversité des arthropodes auxiliaires de contrôle biologique. Pour identifier les acteurs adaptés à la réalisation de ces aménagements, on cherchera à déterminer la ou les échelle(s) d'action qu'il est nécessaire de prendre en compte.

Les grands enjeux de l'agriculture liés à la sécurité alimentaire et la protection de la biodiversité ont fait émerger un débat fort autour de l'agencement des terres agricoles et des zones non cultivées. Green *et al.* (2005) opposent ainsi deux modèles d'aménagement du paysage, l'un séparant zones de conservation et zones de production (« land sparing ») et l'autre les réunissant dans une matrice agricole extensive (« land sharing »). L'isolement de zones d'agriculture intensive produisant de forts rendements pourrait permettre de répondre aux besoins alimentaires croissants de la population humaine, tout en maintenant des réservoirs de biodiversité sur lesquels l'agriculture n'empiète pas (Phalan *et al.*, 2011). Cependant, une telle configuration ne tient pas compte i) de la non durabilité des systèmes agricoles gérés de façon intensive, ii) de la capacité des agro-écosystèmes à fournir de nombreux services utiles à l'agriculture et garantir des hauts niveaux de rendement (Tscharntke *et al.*, 2012). Les bénéfices tirés du land sharing peuvent être évalués en regardant dans quelle mesure une extensification de l'agriculture permet d'augmenter la taille des populations tout en maintenant une bonne production (Green *et al.*, 2005). Une étude réalisée sur les papillons montre que les résultats dépendent de nombreux facteurs (type de pratiques agricoles, nature des cultures, espèces étudiées) et qu'ils varient d'un paysage à l'autre (Hodgson *et al.*, 2010). Le contrôle biologique des ravageurs étant directement dépendant de la biodiversité, les hypothèses proposées dans cette thèse sont essentiellement basées sur les principes du land sharing. Les résultats obtenus permettront donc d'apporter un nouveau regard sur l'intérêt de ce type d'aménagement.

2.3.2. Développement de l'agro-écologie du paysage

L'agro-écologie est un concept situé à l'opposé du land sparing (Perfecto and Vandermeer, 2010). Il est en effet centré autour d'une évolution forte des pratiques agricoles, passant d'une utilisation classique des règles agronomiques à une production plus intégrée basée sur les processus écologiques. Différentes notions se cachent derrière le terme « agro-écologie » puisqu'il peut faire référence à un mouvement sociopolitique, à l'utilisation de certaines techniques agricoles, ou à une discipline (Wezel *et al.*, 2011). L'enjeu majeur de l'agro-écologie est de réussir à gérer les agro-écosystèmes de façon durable, c'est-à-dire en trouvant un équilibre économique, social et environnemental (Altieri, 1989). Une façon d'y répondre est de faire le lien entre les services rendus par la



biodiversité en milieu cultivé et l'organisation des paysages agricoles. Les avancées réalisées en écologie du paysage ont en effet montré l'importance de considérer les systèmes de cultures dans la gestion des paysages agricoles, en faisant appel aux concepts de l'agro-écologie (Benoît *et al.*, 2012).

Dalgaard *et al.* (2003) définissent l'agro-écologie moderne comme une discipline étudiant les interactions entre plantes, animaux, humains et environnement dans les systèmes agricoles. Elle doit selon eux reposer sur deux aspects clés : 1) des avancées scientifiques basées sur une forte interdisciplinarité. L'évaluation des services rendus par la biodiversité nécessite en effet de mettre en place des collaborations entre les différents acteurs qui l'étudient et qu'ils l'utilisent (Jackson *et al.*, 2007), le but étant de mettre en place des paysages « multifonctionnels » supports de fonctions à la fois économiques, sociales et environnementales (Lovell and Johnston, 2009) ; 2) l'analyse des processus à des échelles pertinentes pour l'aménagement des paysages. De façon historique, les principes de l'agro-écologie ont en effet principalement été développés à un niveau local (parcelle, exploitation), produisant des résultats souvent déconnectés des échelles auxquelles les décisions concernant les systèmes agricoles sont prises (régions, pays). Pour pouvoir proposer des aménagements efficaces et réalistes, les chercheurs doivent donc s'interroger sur l'échelle la plus pertinente à prendre en compte, en lien avec la nature des processus étudiés mais également avec les apports envisagés pour la gestion des paysages agricoles. Ce travail de thèse s'inscrit directement dans le domaine de l'agro-écologie puisqu'il se place à la frontière entre l'écologie et l'agronomie. En outre, il repose sur des concepts forts de l'écologie du paysage et permet donc une approche multi-échelles de la régulation biologique dans les agro-écosystèmes, ce qui le rattache directement aux travaux réalisés en agro-écologie du paysage (Wojtkowski, 2004).



3. PROBLEMATIQUE GENERALE DE LA THESE

3.1. Questions et hypothèses de recherche

L'objectif général de ce travail de thèse est de mesurer les effets de la **diversité des pratiques** biologiques et conventionnelles, à **l'échelle de la parcelle et du paysage**, sur les communautés d'**insectes auxiliaires** (coccinelles, carabes et parasitoïdes). Trois grandes questions sont abordées, faisant l'objet de quatre chapitres, et soulevant des enjeux importants pour la gestion des agro-écosystèmes, auxquels nous essayerons de répondre :

■ Question 1 : *La diversité des pratiques agricoles affecte-t-elle les insectes auxiliaires à l'échelle de la parcelle ? (Chapitre II)*

Le but de cette partie est de caractériser la diversité des pratiques agricoles réalisées par un échantillon d'agriculteur en AB et en AC sur une culture donnée (blé d'hiver). Les effets de cette diversité sur l'abondance des insectes auxiliaires sont mesurés en comparant trois niveaux de finesse dans la description des pratiques : la dichotomie AB vs. AC, des gradients synthétiques de pratiques, et les pratiques individuelles.

→ On fait l'hypothèse que la prise en compte d'une large diversité de pratiques agricoles permettra de mieux comprendre la réponse des auxiliaires.

→ L'enjeu est d'identifier la flexibilité dont les exploitants en AB et AC disposent pour pouvoir favoriser la présence des auxiliaires dans leurs parcelles.

■ Question 2 : *L'hétérogénéité des pratiques agricoles affecte-t-elle les insectes auxiliaires à l'échelle du paysage ? (Chapitres III&IV)*

Le but de cette partie est de mesurer les effets de la composition et de la configuration paysagère des pratiques biologiques et conventionnelles sur l'abondance et la richesse spécifique des insectes auxiliaires. L'originalité de cette partie repose sur deux approches novatrices : i) la comparaison des effets respectifs de la composition et de la configuration des pratiques à l'échelle paysagère, avec ceux des pratiques parcellaires (AB ou AC) et des éléments semi-naturels ; ii) la prise en compte de la diversité des pratiques agricoles à l'échelle du paysage (au delà de la dichotomie AB vs. AC).

→ On fait l'hypothèse que les paysages contenant de grandes taches de pratiques favorables et accessibles présenteront une plus grande diversité d'auxiliaires. Ces effets peuvent être aussi importants que ceux des pratiques locales ou des éléments semi-naturels.

→ L'enjeu est de savoir si une organisation spatiale particulière des systèmes de cultures est nécessaire pour favoriser la diversité des auxiliaires.



✚ Question 3 : A quelle échelle spatiale les pratiques agricoles affectent-elles le plus les insectes auxiliaires ? (Chapitre V)

Le but de cette partie est d'identifier l'échelle à laquelle l'hétérogénéité des pratiques agricoles affecte le plus l'abondance et la richesse spécifique des insectes auxiliaires, en allant de la parcelle jusqu'à la commune.

→ On fait l'hypothèse que les différents groupes d'insectes ne répondront pas aux mêmes échelles, en lien avec leurs capacités de dispersion.

→ L'enjeu est de savoir à quel niveau doivent-être placés les leviers d'actions cherchant à favoriser la diversité des auxiliaires dans les paysages agricoles. On cherche également à savoir si différents groupes d'auxiliaires peuvent être gérés de la même façon.

3.2. Organisation du manuscrit

Le manuscrit est organisé en cinq grandes parties. L'ensemble des résultats présentés sont issus d'un même protocole expérimental répété sur deux années d'études.

Le **chapitre I** détaille la méthodologie utilisée pour la sélection des sites d'études, les relevés biologiques, la caractérisation des pratiques agricoles et l'analyse statistique des données.

Le **chapitre II** porte sur les effets de la diversité des pratiques agricoles sur les auxiliaires à l'échelle parcellaire (question 1) et n'est basé que sur les données de 2012. Il est rédigé en anglais car il fait l'objet d'une publication dans *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Puech *et al.*, 2014a).

Le **chapitre III** porte sur les effets de la composition et de la configuration paysagère des pratiques agricoles sur les auxiliaires (question 2) et est basé sur les données de 2012 et 2013. Il est également rédigé en anglais et fait l'objet d'une publication dans *Landscape Ecology* (Puech *et al.*, 2014b).

Le **chapitre IV** porte sur les effets de la diversité des pratiques agricoles à l'échelle du paysage sur les auxiliaires (question 2) et n'est basé que sur les données de 2012. Il est rédigé en français.

Le **chapitre V** porte sur une approche multi-échelles de l'effet des pratiques agricoles sur les auxiliaires (question 3) et est basé sur les données de 2012 et 2013. Il est rédigé en anglais car il fait l'objet d'un article soumis à *Journal of Applied Ecology*.

Une **discussion générale** permet de répondre aux questions posées dans la problématique de cette thèse, en faisant le lien avec la littérature existante. Une attention particulière est donnée à la formulation de propositions d'aménagement en réponse aux enjeux forts des agro-écosystèmes. Des pistes de recherche sont également proposées.



3.3. Cadre institutionnel

Ce travail de thèse a été réalisé à l'unité INRA SAD-Paysage de Rennes, dont les recherches sont centrées sur l'étude des relations entre activités agricoles, dynamiques du paysage et biodiversité. Cette unité est rattachée au département Sciences pour l'Action et le Développement, dont l'objectif est de « produire des connaissances scientifiques pour aider à l'action individuelle et collective dans une perspective de développement durable ». La thèse a été co-financée par l'INRA et la Région Bretagne. Sa réalisation a également été soutenue par la Zone Atelier Armorique.

La problématique étudiée s'insère dans le projet ANR Landscaphid (2010-2013), qui s'intéresse à l'influence du paysage sur les pucerons ravageurs des cultures et le potentiel de contrôle biologique, dans un but d'application à l'ingénierie écologique pour la gestion des ravageurs. Ce projet est piloté par des chercheurs de l'UMR INRA IGEPP de Rennes.

Chapitre I

Méthodologie





Les résultats présentés dans ce manuscrit sont issus d'une grande étude de terrain mise en place en 2012, puis répétée en 2013 afin de disposer d'un jeu de données plus robuste. L'objectif de ce chapitre est de décrire les grandes étapes de la méthodologie employée pour cette étude, à savoir : la sélection des sites, l'échantillonnage de la biodiversité, le relevé des pratiques agricoles et l'analyse des données. Une description rapide des paysages de l'étude et des communautés d'insectes échantillonnées est également donnée.

1. SITES D'ETUDES

1.1. Sélection des sites d'étude

Quarante sites ont été sélectionnés pour cette étude, 20 en 2012 puis 20 en 2013, répartis dans le sud de l'Ille et Vilaine (Bretagne) dans un secteur d'environ 200 000 ha. Cette zone est rattachée à la Zone Atelier Armorique (ZAA) (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>), un dispositif de recherche ayant pour but de comprendre les interactions entre société et environnement grâce à des dispositifs d'observation à long terme. La ZAA est membre du Réseau Zones Ateliers de l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS (INEE) et des réseaux européens LTER-Europe et internationaux ILTER de sites de recherche à long terme en Ecologie. C'est un des dispositifs de l'OSUR (Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes) qui regroupe des laboratoires de recherche Rennais du CNRS, de l'INRA, des universités de Rennes 1 et 2 et d'Agrocampus Ouest. Les recherches menées sur la ZAA sont fortement interdisciplinaires et se concentrent sur la dynamique des paysages. L'étude a été conduite dans la partie sud de l'Ille et Vilaine car c'est dans cette zone que se situe la majorité des exploitants en AB du département.

La procédure de sélection des sites est inspirée de celle du travail de thèse de R. Duflot (Duflot, 2013) et de l'article de Fahrig *et al.* (2011), et avait pour objectif de réaliser un gradient paysager basé sur les pratiques agricoles. Nous avons sélectionné une série de paysages présentant une variabilité minimale des surfaces en cultures, éléments semi-naturels (bois, haies, prairies permanentes), eau et surfaces artificialisées (bâti, routes), afin de s'affranchir des effets de ces occupations du sol car nous ne voulions pas les tester. A l'inverse, nous avons cherché à avoir une variabilité maximale de surfaces en AB.

Vingt premiers sites ont été sélectionnés en 2012, à partir de cartes réalisées par le laboratoire LETG-Rennes-COSTEL, représentant le réseau de haies, le réseau de routes et les principaux types d'occupation du sol en Bretagne (Hubert-Moy and Nabucet, 2005). Ces cartes sont le résultat d'une analyse croisée entre un traitement automatique de données satellitaires Landsat et IRS LISS P6 de 2005 avec respectivement 30m et 23m de résolution spatiale et un post traitement par photo-interprétation des orthophotoplans IGN de 2003 à 2006 avec 0,5m de résolution spatiale. Elles ont une résolution spatiale finale de 30m et s'étendent sur l'ensemble de la Bretagne. Ces trois cartes ont été rasterisées (taille pixel=3m) puis croisées afin d'obtenir une carte finale présentant les sept types d'occupation



du sol suivants : cultures, prairies permanentes, bois, haies, eau, bâti et routes. Pour faciliter les analyses, neuf grandes zones de 15 km² couvrant le sud de l'Ille et Vilaine ont été découpées dans cette carte raster (Figure 1A). Dans chaque zone, une analyse en fenêtres glissantes a été réalisée grâce au logiciel Chloé 3.1. (Boussard and Baudry, 2014), en utilisant des fenêtres carrées de 1 km² et un pas de 250m (Figure 1B). Ainsi, l'occupation du sol a pu être caractérisée dans 33481 paysages carrés (Figure 1C). Grâce à un système de filtres, ces sites ont été triés afin de ne conserver que ceux présentant les caractéristiques voulues pour l'étude, à savoir : entre 60 et 100% de cultures, 0 et 3% de bois, 0,5 et 1,5% de haies, 0 et 2% de prairies permanentes, 0 et 2% d'eau, 0 et 2% de routes, et 0 et 3% de bâti. 4088 paysages répondaient à ces critères et ont donc été identifiés comme des paysages potentiels pour l'étude (Figure 1D). Le choix des tranches de valeur a nécessité de nombreux ajustements, puisqu'il a fallu trouver un compromis entre i) une faible variabilité de la proportion des éléments voulus constants entre les différents paysages, et ii) un nombre suffisant de paysages potentiels permettant de sélectionner les parcelles pour l'échantillonnage.

Par la suite, une approche de terrain a permis de sélectionner les parcelles échantillonnées. L'objectif était de sélectionner 40 parcelles de blé d'hiver, 20 en AB et 20 en AC. Le blé tendre d'hiver (*Triticum aestivum*) a été choisi pour l'échantillonnage car c'est une des cultures majoritaires de la zone d'étude (elle représente environ 18% des terres cultivées (Agreste, 2010)). De plus, c'est une culture sensible aux ravageurs, qui peut connaître des pertes de rendements importantes en Bretagne, notamment en lien avec les attaques de pucerons des céréales (Deléglise, 2014). Le développement d'une stratégie de contrôle biologique efficace peut donc s'avérer utile à sa conduite. D'un point de vue logistique, le blé a également été choisi car il est beaucoup plus fréquemment cultivé en AB que ne l'est le maïs (également dominant dans la zone d'étude), ce qui a facilité la phase de sélection des parcelles d'études.

Les parcelles en AB et en AC sélectionnées étaient réparties par paires au sein des paysages potentiels. Ce type de design a largement été utilisé pour comparer les effets de l'AB et de l'AC sur la biodiversité (Moreby *et al.*, 1994; Clough *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005a) et permet de limiter les effets non étudiés du paysage environnant (Kleijn *et al.*, 2006). Les exploitants en AB étant moins nombreux que ceux en AC, ils ont été contactés en premier. Les coordonnées de l'ensemble des exploitants en AB cultivant du blé d'hiver dans les communes de la zone d'étude ont été obtenues grâce à l'annuaire en ligne de l'Agence Bio (Agence Bio, 2012). Une phase de terrain a permis de rencontrer ces agriculteurs afin d'identifier ceux cultivant au moins une parcelle de blé d'hiver dans les paysages présélectionnés. Une fois les 20 parcelles en AB sélectionnées, les voisins cultivant du blé d'hiver en AC dans un rayon de moins d'1km ont été à leur tour contactés puis rencontrés. En définitive, les 40 parcelles échantillonnées en 2012 appartenaient à 39 agriculteurs (un agriculteur en AB possédait deux parcelles). Afin d'obtenir un gradient de surfaces en AB le plus large possible, les agriculteurs situés dans les communes présentant le plus de surfaces en AB ont été contactés en priorité (Figure 2). Les données concernant la prévalence de l'AB

dans les communes d'Ille et Vilaine ont été achetées auprès de la Fédération des Agriculteurs Biologiques de Bretagne (FRAB) (GAB-FRAB observatory network, 2010).

En 2013, il a été décidé de répliquer le protocole d'échantillonnage à l'identique. Vingt nouveaux paysages ont donc été sélectionnés. Parmi les agriculteurs de 2012, 27 ont cultivé du blé d'hiver à proximité des premières parcelles et ont accepté de participer de nouveau à l'étude. Douze autres personnes ont été incluses à l'échantillon, en faisant en sorte que les paysages soient toujours situés dans les zones présélectionnées au départ (Figure 1E). Une parcelle était commune à 2012 et 2013 (l'agriculteur a réalisé deux blés à suivre sur la même parcelle). Au total, 80 parcelles ont été échantillonnées pendant l'étude, 40 en AB et 40 en AC.

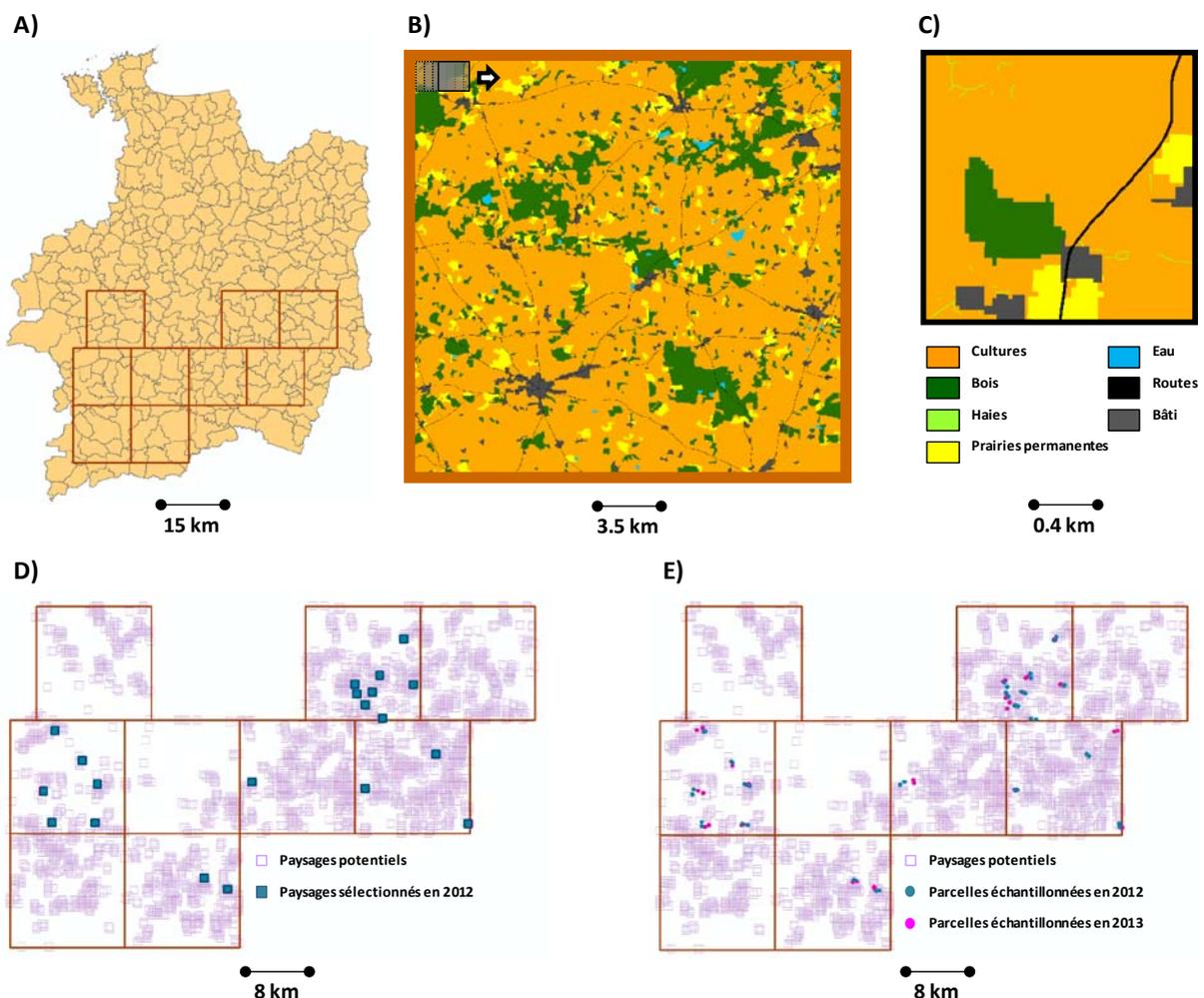


Figure 1.1. Principales étapes de la sélection des sites d'étude, avec A) les neuf grandes zones couvrant le sud de l'Ille et Vilaine, B) une des neuf grandes zones dans laquelle une analyse en fenêtres glissantes a été réalisée, C) un des 33481 paysages obtenus, D) les paysages potentiels répondant aux critères de sélection et les 20 paysages finalement sélectionnés en 2012, E) les parcelles échantillonnées en 2012 et en 2013.

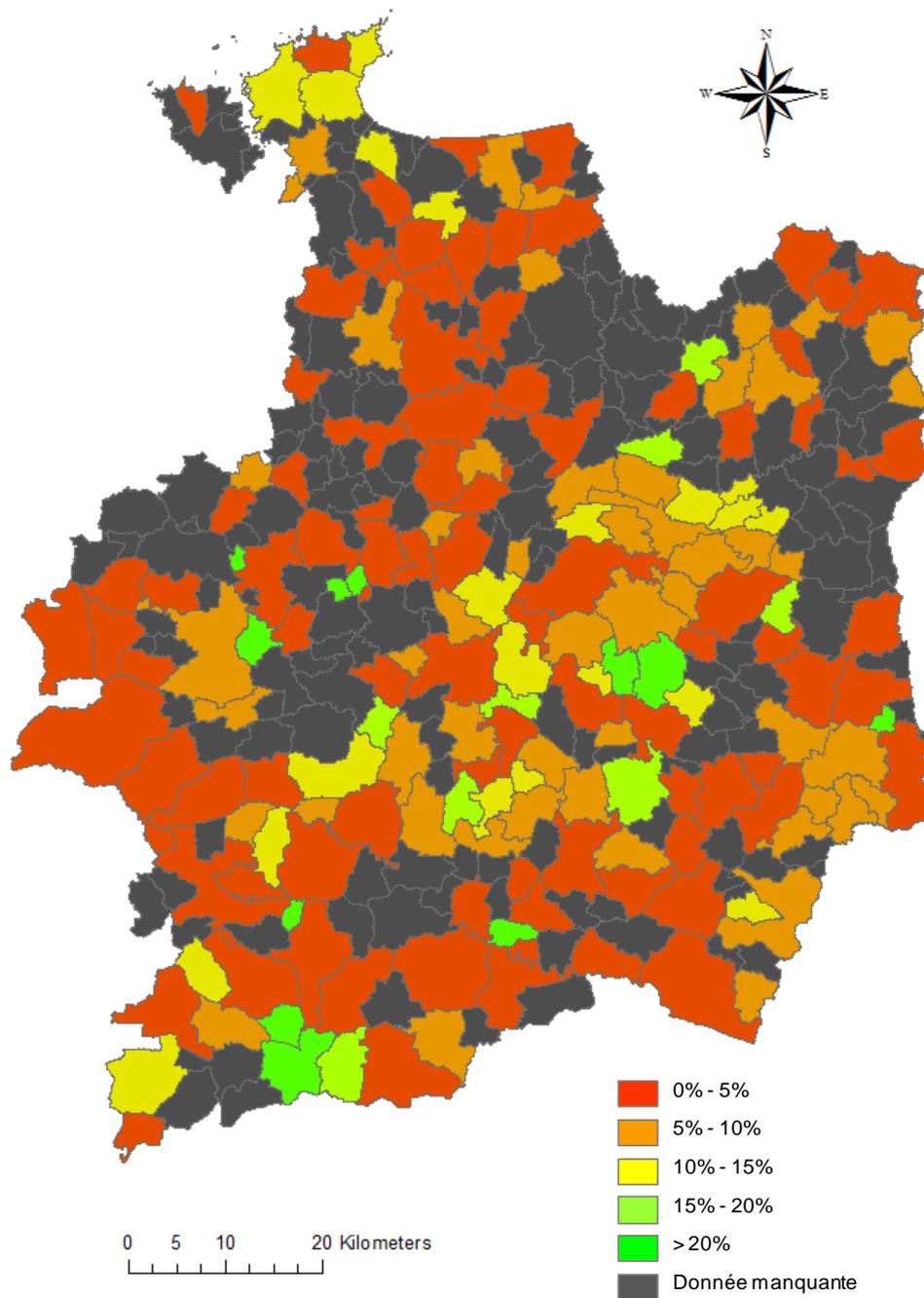


Figure 1.2. Carte de l'Ille et Vilaine représentant le pourcentage de surface occupée par l'Agriculture Biologique au sein de chaque commune. Source données : FRAB (GAB-FRAB observatory network, 2010).

1.2. Description des sites d'étude

1.2.1. Cartographie des paysages

Afin de précisément décrire les 80 paysages de l'étude, une cartographie de l'occupation du sol a été réalisée à partir d'observations de terrain. Il a été choisi d'étendre cette cartographie dans un rayon de 500m autour de chaque parcelle, afin de bien



représenter leur environnement paysager. En effet, les parcelles appariées étant plus ou moins distantes l'une de l'autre ($222\text{m}\pm 187$ ET ; min 0m ; max 563m), certaines étaient situées en bordure du paysage carré préalablement sélectionné (Figure 3B et C). Les paysages ont été numérisés à partir de photographies aériennes datant de 2010 (Institut Géographique National, 2010), à l'aide du logiciel ArcGIS (Environmental Systems Resource Institute, 2012). L'occupation du sol a été relevée sur le terrain en 2012 puis en 2013. Ce travail de cartographie a permis d'obtenir une représentation des paysages beaucoup plus fine que celle utilisée pour la sélection des sites (Figure 3A et B). Concernant la typologie utilisée, il est important de noter que les prairies temporaires et permanentes ont été regroupées dans une même catégorie, pour deux raisons : i) une simple observation de terrain ne permettait pas de distinguer ces deux occupations du sol de façon fiable, ii) des études menées dans la même zone ont montré qu'elles sont toutes les deux gérées de façon intensive (Roche *et al.*, 2010) et qu'elles présentent des niveaux de diversité similaires pour certains taxa (flore, carabes) (Dufлот, 2013).

Une cartographie des exploitations en AB et en AC a également été réalisée sur la même étendue (Figure 3D). L'information sur la localisation des parcelles en AB a été obtenue auprès des agriculteurs lors d'enquêtes (cf. partie 3.2.). Par défaut, nous avons considéré que toute parcelle non gérée en AB était conventionnelle.

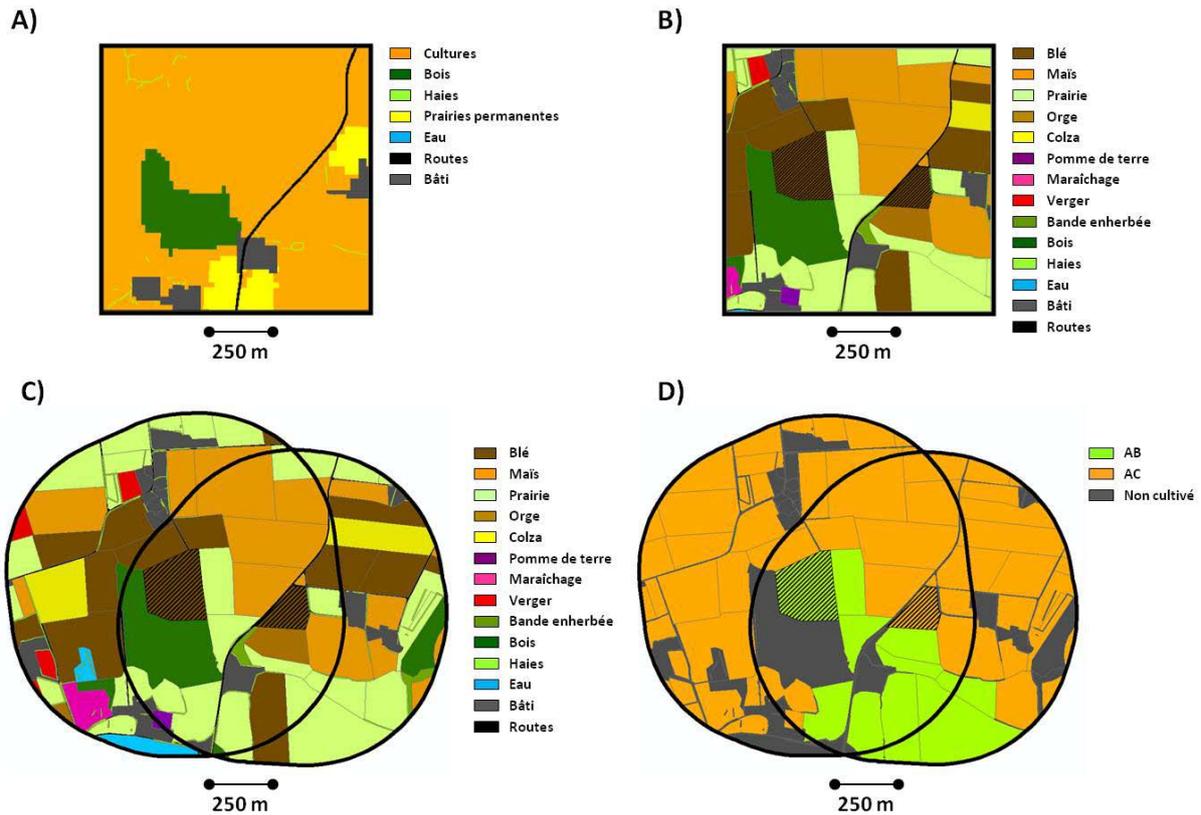


Figure 1.3. Evolution de la cartographie dans un des 80 paysages étudiés, avec A) les données utilisées pour la sélection des paysages de 1 km², B) les données digitalisées à partir de photographies aériennes et d'un relevé de terrain dans le paysage de 1 km², C) les données digitalisées étendues à un rayon de 500m autour de la parcelle, D) les parcelles en AB et en AC dans un rayon de 500m autour de la parcelle. Les parcelles de blé échantillonnées sont hachurées en noir.

1.2.2. Présentation des paysages

L'Ille et Vilaine est dominée par des paysages de bocage, caractérisés par un réseau de haies assez dense, des parcelles plutôt petites et une proportion importante de prairies permanentes (Burel and Baudry, 1990). La majorité des exploitations étant en polyculture-élevage, les principales cultures sont la prairie (39%), le maïs (27%) et le blé d'hiver (18%) (Agreste, 2010).

Les 80 parcelles suivies au cours de l'étude ont des surfaces très variables, allant de 0.8ha à 13.9ha (3.9ha±2.4 ET). Les parcelles en AB sont globalement plus petites que les parcelles en AC (AB: 3.0ha±1.5 ET ; AC: 4.8ha±2.8 ET). Au niveau des paysages, la taille moyenne des parcelles cultivées est de 2.5ha ± 2.4 ET. Les paysages sont dominés par les cultures, qui couvrent entre 61% et 93% de leur surface (83%±7 ET), la prairie, le blé et le maïs étant majoritaires (Figures 4 et 5A). La quantité d'éléments boisés (haies et boisements) est plus variable que les critères choisis lors de la sélection des sites, puisqu'elle varie entre 1% et 33% (6%±6 ET). Ce contraste vient du fait que l'étendue spatiale



considérée n'est pas exactement la même (1 km² vs. buffer de 500m) et que le grain des cartes numérisées est beaucoup plus fin que celui des cartes utilisées pour la présélection. Le reste de l'occupation du sol est majoritairement occupé par du bâti (9%±5 ET ; min 2% ; max 24%). En définitive, le gradient de surfaces en AB s'étend de 1% à 39% (18%±9 ET), tandis que celui de surfaces en AC s'étend de 34% à 89% (65%±11 ET) (Figure 5B).

Les parcelles en AB et en AC sont globalement entourées par les mêmes types de paysages (Figure 6). On observe malgré tout des surfaces en cultures pérennes et en AB un peu plus importantes autour des parcelles en AB. Ces paysages sont également caractérisés par une plus grande variabilité de la diversité des cultures implantées, comparativement à ceux entourant les parcelles en AC.

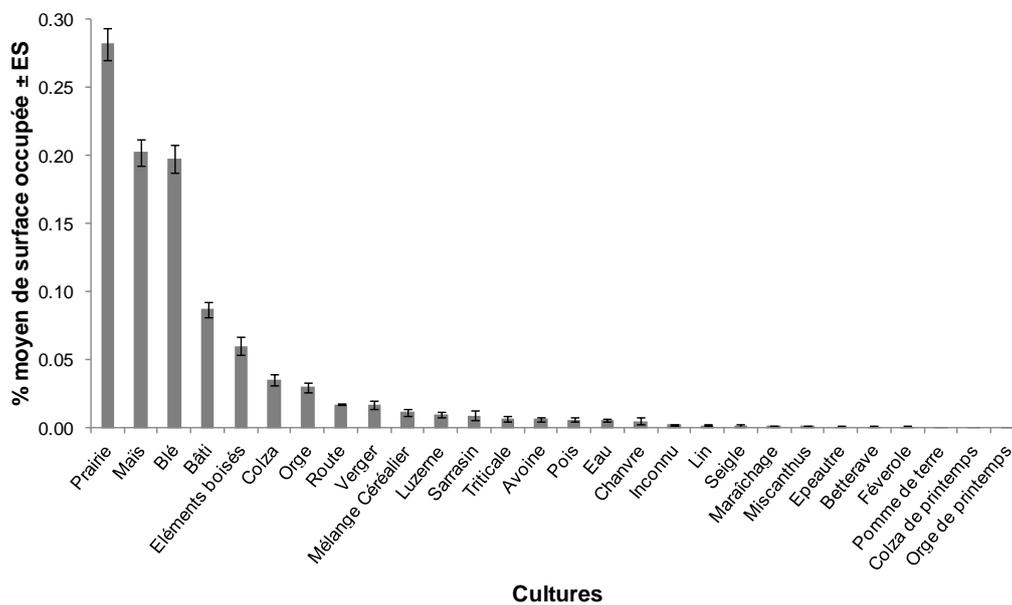


Figure I.4. Répartition moyenne de l'occupation du sol dans les 80 paysages de l'étude.

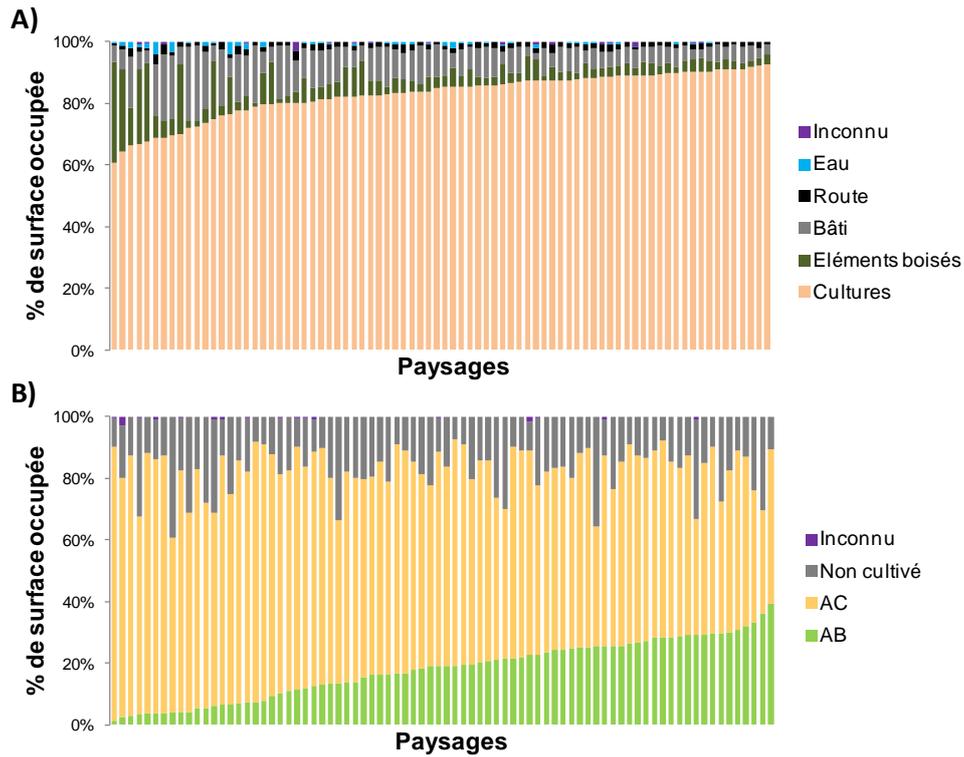


Figure 1.5. Composition des 80 paysages de l'étude, avec A) le pourcentage de surface occupée par les principaux types d'occupation du sol, B) le pourcentage de surface occupée par les pratiques AB et AC.

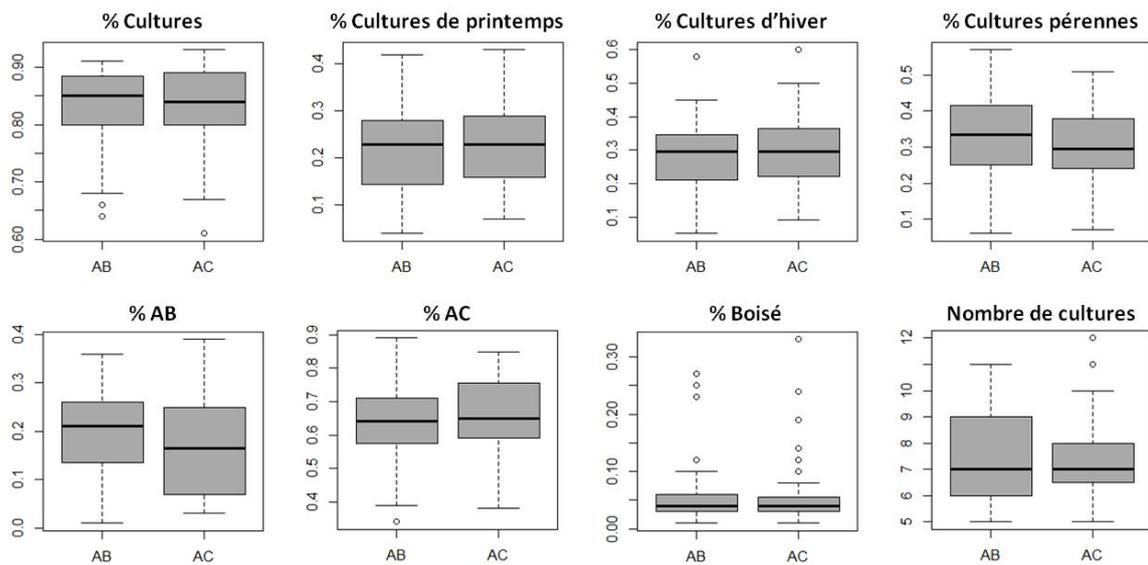


Figure 1.6. Comparaison de la distribution des principaux types d'occupation du sol dans un rayon de 500m autour des parcelles en Agriculture Biologique (AB) et en Agriculture Conventiionnelle (AC). Trois grands types de cultures sont distinguées : celles semées au printemps, celles semées en hiver et celles implantées sur plusieurs années (cultures pérennes : prairie, luzerne, verger, miscanthus, maraîchage).



2. ECHANTILLONNAGE DES DONNEES BIOLOGIQUES

2.1. Présentation des groupes d'ennemis naturels étudiés

Trois groupes d'ennemis naturels ont été sélectionnés pour l'étude : les coccinelles, les carabes et les parasitoïdes de pucerons. Ils ont été choisis car la communauté scientifique les a identifiés comme des agents efficaces pour le contrôle biologique des pucerons des céréales (Hagvar and Hofsvang, 1991; Obrycki and Kring, 1998; Kromp, 1999). De plus ils présentent des traits d'histoire de vie contrastés, notamment en ce qui concerne leurs régimes alimentaires (degré de spécialisation) et leurs capacités de dispersion. Différentes études ont pu caractériser leur réponse aux pratiques agricoles ainsi qu'à certains paramètres paysagers.

Les coccinelles (famille des Coccinellidae) sont des insectes de l'ordre de coléoptères. Dans nos régions, une cinquantaine d'espèces peuvent être rencontrées, de tailles et de couleurs très variables (Le Monnier and Livory, 2003). Les coccinelles sont holométaboles et présentent donc une phase larvaire très différente de celle adulte, bien que les individus présentent le même régime alimentaire tout au long de leur vie. Les différentes sous-familles de coccinelles ont des régimes alimentaires variés. Certaines sont carnivores (pucerons, cochenilles) tandis que d'autres sont phytophages (tissus végétaux, moisissures). Celles rencontrées dans les cultures (Coccinellinae et Scymninae) sont majoritairement aphidiphages. Bien qu'elles soient considérées comme spécialistes, il a été observé que certaines espèces ont un large spectre alimentaire. Les habitats des coccinelles sont diversifiés (zones herbacées, zones arbustives, feuillus, conifères, etc.) et dépendent principalement de la préférence alimentaire des espèces. Il n'existe en général qu'une génération par an. L'activité des coccinelles commence au printemps par la reproduction et la ponte. Les larves sont actives jusqu'à la métamorphose qui a lieu en été. Les adultes entrent en diapause hivernale à la fin de l'automne, dans des habitats proches de ceux fréquentés pendant la période d'activité. A l'échelle parcellaire, les effets de certaines pratiques agricoles sur les coccinelles ont déjà été rapportés, tels que les pesticides (effets létaux et sublétaux des insecticides) ou le choix des variétés cultivées (en lien avec la structure de la végétation) (Obrycki and Kring, 1998). Des effets du paysage ont été montrés jusqu'à 1000m autour des parcelles, révélant d'assez bonnes capacités de dispersion (par le vol) (Grez *et al.*, 2014). Les coccinelles répondent positivement à l'hétérogénéité paysagère, en lien avec une grande diversité de couverts, la présence de zones de refuge et un long réseau de haies.

Les carabes (famille des Carabidae) sont également des insectes de l'ordre des coléoptères. Dans nos régions, un peu plus de 160 espèces ont été identifiées dans les paysages agricoles, présentant des traits d'histoire de vie très différents (Roger *et al.*, 2013). Comme les coccinelles, les carabes sont holométaboles. Ils sont généralement considérés comme des prédateurs polyphages, mais certaines espèces sont également phytophages



(Kotze *et al.*, 2011). On distingue deux principaux cycles de vie chez les carabes : les reproducteurs de printemps, qui hivernent au stade adulte et se reproduisent au printemps, et les reproducteurs d'automne, qui hivernent au stade larvaire et se reproduisent à l'automne. Cependant, de nombreuses stratégies intermédiaires existent, et il arrive fréquemment que des individus se reproduisent plusieurs fois au cours d'une saison et/ou vivent pendant plusieurs années (Lövei and Sunderland, 1996; Kotze *et al.*, 2011). Certaines espèces de carabes sont inféodées aux milieux boisés. D'autres, au contraire, ont besoin des cultures pour compléter leur cycle de vie. Par exemple, *Pterostichus melanarius*, qui est une des espèces dominantes de nos cultures, est active du printemps à l'automne dans les parcelles où elle se reproduit, et passe l'hiver dans le sol des parcelles (pour les larves) ou dans les haies adjacentes (pour les adultes) (Holland and Luff, 2000). Les effets des pratiques agricoles sur les carabes à l'échelle parcellaire ont largement été étudiés (Kromp, 1999; Holland and Luff, 2000). Ces effets peuvent être négatifs (pesticides, labour) ou positifs (fertilisation organique, diversification des cultures). Les différentes espèces de carabes présentent des capacités de dispersion très contrastées, notamment en lien avec leur taille (les petites espèces se dispersant plus facilement que les grandes). Ainsi, certaines répondent à l'environnement paysager dans un rayon de 250m autour des parcelles (Aviron *et al.*, 2005), tandis que d'autres répondent jusqu'à 1500m (Purtauf *et al.*, 2005). Les paramètres paysagers favorisant la présence des carabes varient en fonction des espèces étudiées (zones boisées pour les espèces forestières, zones cultivées pour les espèces plus rudérales) (Aviron *et al.*, 2005; Vanbergen *et al.*, 2005).

Les parasitoïdes de pucerons ne constituent pas un groupe taxonomique mais un groupe fonctionnel. Ils se caractérisent par un cycle de développement particulier qui dure environ deux semaines (Figure 7). Ainsi, les femelles pondent leurs œufs dans les pucerons vivants, puis les larves se développent en se nourrissant des pucerons tout en les maintenant en vie jusqu'à la métamorphose. Les pucerons morts sont alors appelés momies, desquelles les parasitoïdes adultes s'échappent en perçant un trou. Les parasitoïdes de pucerons appartiennent principalement à l'ordre des hyménoptères. On distingue les parasitoïdes primaires (familles des Aphelinidae et Braconidae), qui parasitent des pucerons sains, et les hyper-parasitoïdes (familles des Pteromalidae, Encyrtidae, Eulophidae, Megaspilidae, Charipidae), qui se développent dans des pucerons déjà parasités aux dépens des parasitoïdes primaires (Hagvar and Hofsvang, 1991; Hullé *et al.*, 2006). Les parasitoïdes adultes se nourrissent de pollen et de nectar (Doutt, 1959). Les espèces du genre *Aphidius*, qui est le plus représenté dans les céréales d'hiver, sont actives dans les parcelles à partir de mars/avril et déclinent après le moi de mai (Vorley, 1986; Langer *et al.*, 1997). Plusieurs études ont montré que les parasitoïdes sont peu sensibles aux pratiques agricoles locales (Roschewitz *et al.*, 2005b; MacFadyen *et al.*, 2009). Ils répondent par contre aux caractéristiques paysagères jusqu'à 2km autour des parcelles, ce qui témoigne de bonnes capacités de dispersion (Marino and Landis, 1996; Thies *et al.*, 2005). Les paysages complexes (peu de terres cultivées) sont généralement associés à des taux de parasitisme importants.

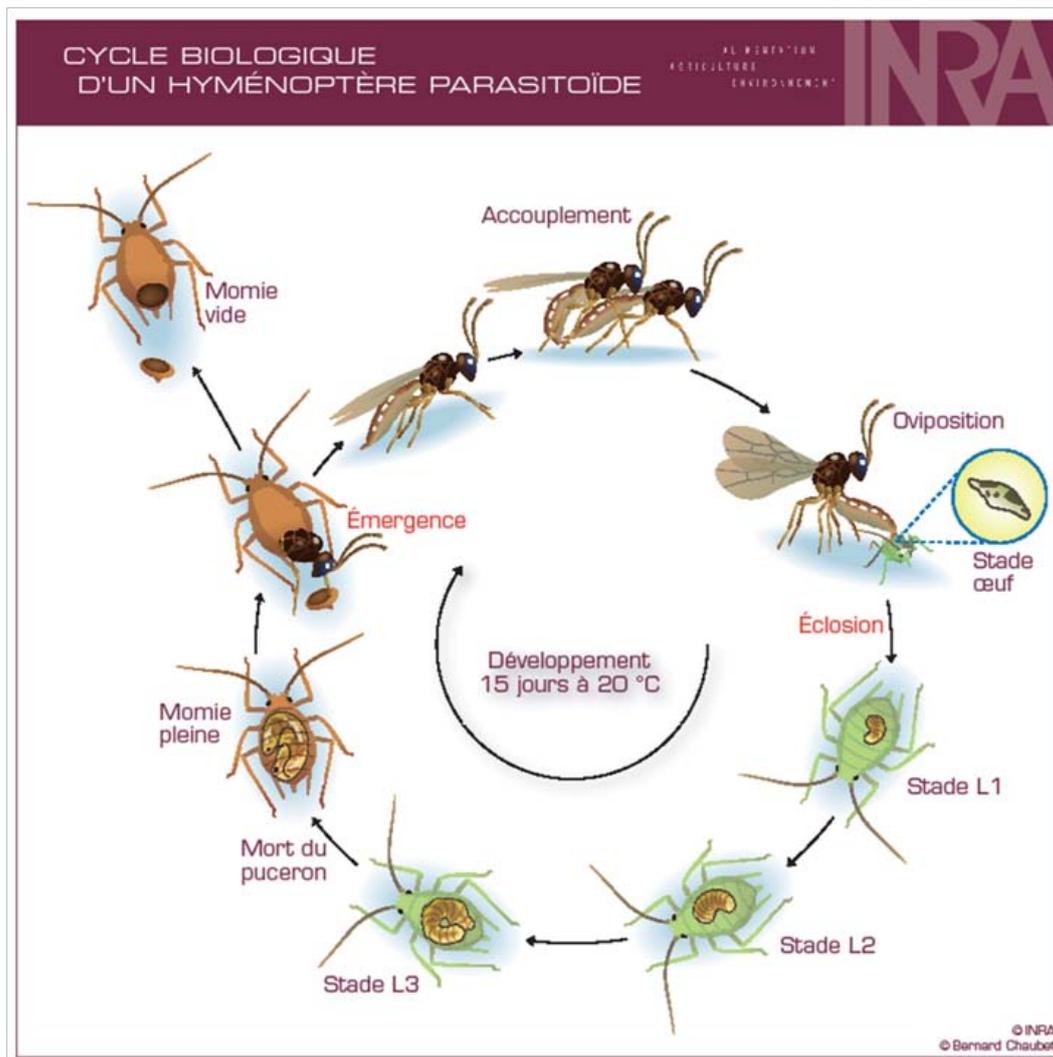


Figure I.7. Cycle biologique d'un hyménoptère parasitoïde (Hullé et al., 2006).

2.2. Méthodes d'échantillonnage des ennemis naturels

Les trois groupes d'ennemis naturels ont été échantillonnés à partir d'avril et jusqu'à la récolte du blé d'hiver (Tableau 1), ce qui correspond à leur période d'activité dans les parcelles. Afin de limiter les effets de bordure, l'ensemble des relevés ont été effectués à un minimum de 10m des bords de champs.

Les coccinelles adultes ont été récoltées à l'aide de filets fauchoirs (Figure 8A). Dans chaque parcelle, 10 relevés ont été réalisés, répartis en deux transects perpendiculaires à un bord de champs et distants de 10m (Figure 9A). Chaque relevé a consisté en 50 fauches réalisées en marchant en ligne droite vers le centre de la parcelle (1 fauche à chaque pas). A la fin de chaque relevé, les coccinelles collectées ont été récupérées au fond du filet à l'aide d'un aspirateur à bouche relié à un pilulier. Les larves de coccinelles ont été comptées à vue sans distinguer les espèces dans des quadrats de 50x50cm². Dans chaque parcelle, 10



quadrats ont été réalisés, espacés de 5m et répartis le long de deux transects perpendiculaires à un bord de champs et distants de 10m. Dans chaque quadrat, l'ensemble des larves observées ont été dénombrées. Cependant, aucune larve n'ayant été observée en 2012, probablement en raison de leur grande mobilité, cette méthode a été abandonnée et l'abondance des larves n'a finalement pas pu être estimée. L'échantillonnage des coccinelles a été répété quatre fois en 2012, ainsi qu'en 2013 (Tableau 1). Toutes les coccinelles collectées ont été ramenées au laboratoire où elles ont été conservées dans de l'alcool jusqu'à leur identification.

Les carabes ont été récoltés à l'aide de pièges Barber (Figure 8B). Ce sont des pots en plastique de 9cm de diamètre, enfoncés dans sol, remplis d'un mélange de mono-propylèneglycol, d'eau et de sel, et protégés par un chapeau. Ils estiment à la fois l'activité (dépendante de la température, de la densité de végétation, ainsi que du comportement de chaque espèce) et la densité des arthropodes puisque le nombre d'individus récolté dépend de ces deux paramètres inextricables (Greenslade, 1964). Cependant, dans un souci de clarté et de simplification, les données seront assimilées à des abondances dans l'ensemble du manuscrit. Dans chaque parcelle, quatre pots ont été disposés, répartis en deux stations de piégeage distantes de 10m (une station de piégeage est constituée de deux pots distants d'environ 20cm) (Figure 9B). Les pots ont été relevés toutes les deux semaines pendant l'ensemble de la saison d'échantillonnage, pour un total de six échantillons en 2012, ainsi qu'en 2013 (Tableau 1). Les échantillons ont été ramenés au laboratoire où ils ont été triés afin d'isoler les carabes des autres espèces capturées. Les carabes ont été conservés dans de l'alcool jusqu'à leur identification.

Les parasitoïdes ont été échantillonnés en collectant les momies de pucerons parasités (Figure 8C). Dans chaque parcelle, la collecte a été réalisée sur 10 points d'échantillonnage distants de 5m et répartis le long de deux transects perpendiculaires à un bord de champs et distants de 10m (Figure 9C). A chaque point d'échantillonnage, l'ensemble des momies rencontrées ont été collectées sur 10 talles de blé choisies aléatoirement. La collecte des momies a été répétée cinq fois en 2012, ainsi qu'en 2013 (Tableau 1). L'ensemble des momies ont été ramenées au laboratoire où elles ont été mises en élevage. Chaque momie a ainsi été placée dans une gelule en attendant l'émergence. Les parasitoïdes adultes ont été conservés dans de l'alcool jusqu'à leur identification.

Afin de ne pas réaliser les échantillonnages deux fois au même endroit et limiter ainsi les biais liés à une modification de la végétation (piétinement du blé), les différents transects ont été décallés à chaque fois d'environ 2m. La récolte des ennemis naturels a été faite chaque année avec l'aide d'étudiants stagiaires : Maxime Poupelin (L3 PARTAGER), Elisabeth Cabon (M1 EFCE) et Maëva Le Danvic (ENITAB 4ème année) en 2012 ; Etienne Lalechèère (ESA 4ème année) et Zoé Mallet (IUT génie biologique 2ème année) en 2013. En 2013, Alexia Marie, doctorante à L'UMR IGEPP, s'est basée sur notre protocole d'étude pour répondre à une question de recherche portant sur les effets du paysage sur les traits d'histoires de vie



des communautés de carabes. C'est donc elle qui s'est chargée de la récolte des carabes cette année là.

Tableau I.1. Calendrier d'échantillonnage des coccinelles, carabes, parasitoïdes, pucerons, et des relevés de végétation pour 2012 et 2013. Pour les carabes, la première date de chaque année (semaines 2) correspond à l'installation des pièges et non à un relevé.

Année	Semaine	Date	Coccinelles	Carabes	Parasitoïdes	Pucerons	Végétation
2012	1	10-11 avril			X	X	
	2	19-20 avril		(X)			X
	3	26-27 avril	X				
	4	3-4 mai		X	X		X
	5	10-11 mai	X				
	6	17-18 mai		X			X
	7	22-23-24 mai			X	X	
	8	31 mai - 1er juin		X			X
	9	7-8 juin	X				
	10	14-15 juin		X	X		X
	11	21-22 juin	X				
	12	28-29 juin		X			X
	13	3-4 juillet			X	X	
	14	12-13 juillet			X		X
2013	1	24-25 avril			X	X	
	2	2-3 mai		(X)			X
	3	6-7 mai	X				
	4	16-17 mai		X	X		X
	5	23-24 mai	X				
	6	30-31 mai		X			X
	7	6-7 juin			X	X	
	8	13-14 juin		X			X
	9	20-21 juin	X				
	10	27-28 juin		X	X		X
	11	4-5 juillet	X				
	12	11-12 juillet		X			X
	13	17-18-19 juillet			X	X	
	14	25-26 juillet		X			X



Figure 1.8. Illustration des différentes méthodes d'échantillonnage des ennemis naturels, avec A) la collecte des coccinelles à l'aide d'un filet fauchoir, B) un pot Barber utilisé pour la collecte des carabes, et C) un parasitoïde émergeant d'une momie collectée sur une feuille de blé.

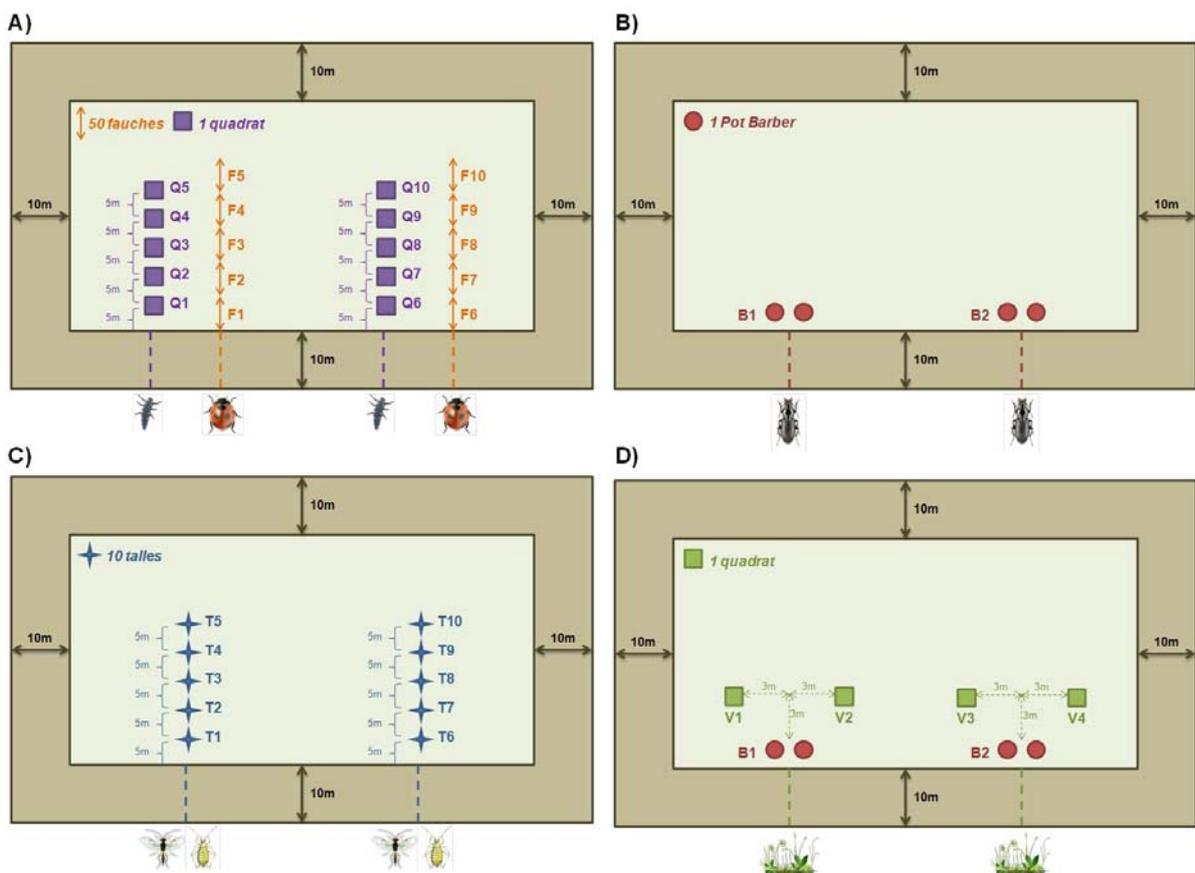


Figure 1.9. Protocoles d'échantillonnage suivis pour la collecte des insectes et les relevés de végétation, avec A) les coccinelles (larves en violet, adultes en orange), B) les carabes (en rouge), C) les parasitoïdes et les pucerons (en bleu) et D) la végétation (en vert).



2.3. Autres données biologiques

Des relevés complémentaires ont permis d'estimer la qualité de l'habitat parcellaire pour les ennemis naturels. Ainsi, la disponibilité des ressources alimentaires a été évaluée à l'aide d'un suivi des communautés de pucerons, tandis que des relevés de végétation ont permis d'estimer les conditions microclimatiques.

2.3.1. Pucerons

Les pucerons (super-famille des Aphidoidea) sont des insectes de l'ordre des hémiptères. Ils se nourrissent de la sève des plantes grâce à un système buccal de type piqueur-suceur et ont une reproduction parthénogénétique ou sexuée rapide. Ils constituent donc des ravageurs importants, notamment sur céréales où les pertes de rendements peuvent atteindre 30 quintaux par hectare en Bretagne (Deléglise, 2014). Les dégâts peuvent être dus aux prélèvements de sève, à la formation de champignons (fumagine) ou à la transmission de virus comme la jaunisse nanisante (Hullé *et al.*, 2006).

L'abondance et la richesse spécifique des pucerons ont été évaluées par comptage. Dans chaque parcelle, les relevés ont été réalisés en suivant le même protocole que pour les parasitoïdes (cf. partie 2.2) (Figure 9C). Tous les pucerons rencontrés ont été dénombrés sur les mêmes talles que ceux sélectionnés pour le prélèvement des momies. Le comptage des pucerons a été répété trois fois en 2012, ainsi qu'en 2013 (Tableau 1).

2.3.2. Végétation

Dans chaque parcelle, des relevés réalisés dans quatre quadrats de 50x50cm² ont permis d'estimer la structure et l'abondance de la végétation. Ces quadrats étaient localisés à proximité (environ 4m) des deux stations de piégeage de carabes (Figure 9D). Dans chacun d'eux, les informations suivantes ont été relevées : Densité du blé, hauteur moyenne du blé, recouvrement moyen par le blé, les adventives, la litière et le sol nu. Le recouvrement a été estimé à l'aide de cinq coefficients tirés de l'indice de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964) : <5% (1) ; 5-25% (2) ; 25-50% (3) ; 50-75% (4) ; 75-100% (5). Pour limiter les biais d'estimation liés à l'échantillonneur, une même personne a été chargée de faire l'ensemble des relevés tout au long de la saison. Les mesures de végétation ont été répétées sept fois en 2012, ainsi qu'en 2013 (Tableau 1). A partir de l'échelle de Braun-Blanquet, une transformation des coefficients d'abondance-dominance en valeurs quantitatives a été réalisée, correspondant à la médiane des classes (Gounot, 1969).



2.4. Identification des insectes

2.4.1. Outils d'identification

La détermination de l'ensemble des individus collectés a été réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire. Pour les coccinelles, les espèces ont été identifiées grâce à un atlas répertoriant les espèces vivant dans la Manche (Le Monnier and Livory, 2003). Pour les carabes, un clé de détermination des espèces du nord-ouest de la France a été utilisée (Roger *et al.*, 2013). La nomenclature utilisée est celle de Fauna Europaea. En 2012, la détermination des carabes a été faite par Laure Meneau, embauchée comme ingénieure d'étude. Jean-Luc Roger, assistant ingénieur à l'INRA SAD-Paysage, a apporté son expertise pour les espèces les plus délicates. Enfin, l'identification des parasitoïdes a été réalisée avec l'aide de Bernard Chaubet, technicien de recherche à l'UMR IGEPP. Tous les individus ont été identifiés à l'espèce, à l'exception de certains parasitoïdes qui n'ont pu être identifiés qu'à la famille ou au genre. Tous les pucerons ont été identifiés à l'espèce sur le terrain. Pour faciliter l'identification, une fiche de terrain présentant la morphologie des principales espèces rencontrées sur céréales a été utilisée (Annexe A).

2.4.2. Présentation des communautés échantillonnées

La liste complète des espèces des trois groupes d'auxiliaires échantillonnés est présentée dans l'annexe B.

Un total de 657 coccinelles ont été échantillonnées au cours des deux années d'étude, appartenant à sept espèces. Les trois espèces dominantes sont *Coccinella septempunctata* L. (42% des individus), *Propylea quatuordecimpunctata* L. (36%) et *Tytthaspis sedecimpunctata* L. (21%). Nous avons récolté environ cinq fois moins d'individus en 2013 qu'en 2012 (Figure 10). Les parcelles en AB présentaient en moyenne une abondance et une richesse spécifique plus importantes que celles en AC.

Nous avons piégé 54742 carabes appartenant à 98 espèces. Les trois espèces dominantes sont *Pterostichus cupreus* L. (38%), *Agonum dorsale* P. (20%) et *Brachynus sclopeta* F. (15%). Les abondances étaient similaires entre 2012 et 2013, et une fois de plus les parcelles en AB présentaient en moyenne une abondance et une richesse spécifique plus importantes que celles en AC (Figure 10).

Nous avons récolté 1120 momies. Des parasitoïdes adultes ont émergé de 36% d'entre elles (300 individus). La plupart d'entre eux (56%) sont des parasitoïdes primaires (principalement du genre *Aphidius*); les autres sont des hyperparasitoïdes (principalement de la famille des Pteromalidae et des Megaspilidae). L'abondance des momies étaient légèrement plus importante en 2013 qu'en 2012 (Figure 10). En 2012, l'abondance et la richesse spécifique moyennes étaient similaires entre les deux modes d'exploitation, tandis qu'en 2013 elles étaient plus fortes en AB qu'en AC.



Nous avons dénombré 1429 pucerons, appartenant à trois espèces habituellement trouvés dans le blé: *Sitobion avenae* F. (53%), *Metopolophium dirhodum* Wlk. (41%) et *Rhopalosiphum padi* L. (6%). En 2012, les abondances étaient plus importantes en AC qu'en AB tandis qu'en 2013 c'est l'inverse qui a été observé (Figure 10).

Globalement, excepté pour les carabes, les abondances d'insectes observées sont faibles, quelle que soit l'année d'étude. Ceci est très probablement dû aux conditions météorologiques qui n'ont pas été favorables au développement des insectes (temps froid et pluvieux). En outre, les populations de pucerons étaient beaucoup trop faibles pour causer des dégâts conséquents sur les cultures. Ceci limite les conclusions de l'étude quant au fonctionnement des communautés d'insectes auxiliaires en cas de forte pression des ravageurs.

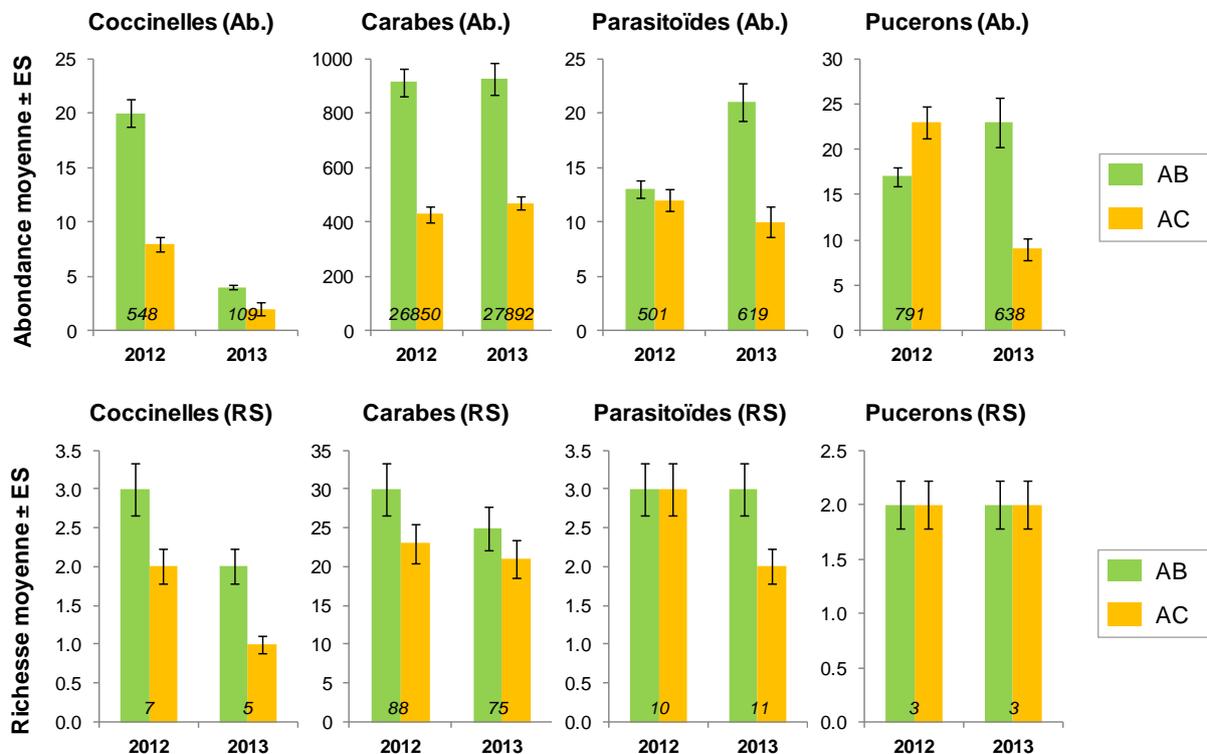


Figure I.10. Abondance (Ab.) et Richesse Spécifique (RS) moyenne par parcelle des coccinelles, carabes, parasitoïdes et pucerons, en 2012 et 2013, pour les parcelles en AB (en vert) et en AC (en orange). Les valeurs en italique correspondent aux valeurs totales pour les 80 parcelles (sans distinguer AB et AC). Pour les parasitoïdes, l'abondance correspond au nombre de momies tandis que la richesse correspond au nombre de taxa (espèces, genre ou famille) identifiés parmi les adultes émergés.



3. CARACTERISATION DES PRATIQUES AGRICOLES

3.1. Analyse préliminaire de la diversité des pratiques

Afin de caractériser la diversité de pratiques existant sur la culture du blé d'hiver en Bretagne, une analyse préliminaire a été conduite par Esther Laurens, ingénieure agronome embauchée pendant 6 mois à l'INRA SAD-Paysage en 2011. Ce travail a donné lieu à un rapport (Annexe C) ainsi qu'à une plaquette résumant les principaux résultats pour les agriculteurs ayant participé à l'étude (Annexe D).

Globalement, cette étude préliminaire a permis de s'assurer qu'une large diversité de modes de conduite du blé d'hiver existe chez les exploitants en AB et en AC de Bretagne, bien que les deux modes de production se distinguent nettement par leurs pratiques. Différentes stratégies de conduite ont pu être identifiées, en lien avec le précédent cultural pour les parcelles en AB et avec le travail du sol et les produits phytosanitaires pour les parcelles en AC. Les résultats ont servi de base à la construction du questionnaire d'enquête permettant de caractériser les pratiques agricoles dans les parcelles de l'étude présentée dans ce manuscrit.

3.2. Dans les parcelles

Suite aux récoltes des blés, des enquêtes ont été réalisées avec les agriculteurs afin de décrire les pratiques agricoles réalisées dans les parcelles échantillonnées. En 2012, les 39 agriculteurs ont été rencontrés. En 2013, seuls les 12 nouveaux participants ont été rencontrés (les autres ont seulement été contactés par téléphone). Les enquêtes ont porté sur les caractéristiques de l'exploitation (Surface Agricole Utile, engagements, date de conversion à l'AB, contraintes environnementales), les caractéristiques de la parcelle (surface, hydromorphie, quantité de cailloux, taux de matière organique, profondeur de sol, texture), la rotation, le précédent cultural, l'interculture, le semis, l'itinéraire technique du blé (travail du sol, fertilisation et pesticides) et la récolte (rendements). Le questionnaire utilisé pendant les entretiens est présenté dans l'annexe E. Les informations récoltées en 2012 n'ayant pas toutes été utilisées dans les premières analyses, le questionnaire a été simplifié en 2013.

Quinze variables ont été extraites de ces enquêtes pour les analyses (Tableau 2): le précédent cultural, la fréquence de travail du sol (préparation du semis et désherbage mécanique), l'utilisation du labour, la diversité variétale, la densité de semis, la longueur de la rotation, la quantité et la fréquence d'utilisation des herbicides, fongicides et fertilisants minéraux, la quantité de fertilisants organiques et régulateurs, et l'utilisation d'insecticides. La fréquence d'utilisation des fertilisants organiques et des régulateurs n'a pas été prise en compte car elle variait très peu entre les agriculteurs (rarement plus d'un passage). De la même façon, l'analyse des insecticides a été simplifiée (présence/absence) car très peu d'agriculteurs en ont utilisé au cours des deux années d'étude (trois en 2012, zéro en 2013). Enfin, le traitement des semences n'a pas été pris en compte dans les analyses car la variable



était redondante avec le mode de production (tous les agriculteurs en AC traitaient leurs semences).

Pour les quantités d'herbicides, de fongicides et de régulateurs, des calculs plus poussés ont été effectués. En effet, à chaque application, les agriculteurs utilisent très souvent plusieurs produits en proportions variables. Pour chaque produit utilisé par un agriculteur, un indice a donc été attribué en fonction de la dose homologuée (0-40% de la dose homologuée=1 ; 41-80%=2 ; 81-100%=3). Pour chaque type d'intrant et chaque agriculteur, les indices ont été sommés afin d'obtenir un score final.

Tableau I.2. Description des variables extraites des enquêtes portant sur la conduite des parcelles de blé d'hiver.

Variable	Type	Unité ou catégories
Précédent cultural	qualitative	maïs ; autre ^a
Fréquence de travail du sol	quantitative	nombre d'interventions
Labour	qualitative	oui ; non
Diversité variétale	quantitative	nombre de variétés de blé semées
Densité de semis du blé	quantitative	Kg de grain/ha
Longueur de la rotation	quantitative	nombre de cultures
Quantité d'herbicides	quantitative	score
Fréquence d'utilisation des herbicides	quantitative	nombre d'interventions
Quantité de fongicides	quantitative	score
Fréquence d'utilisation des fongicides	quantitative	nombre d'interventions
Quantité de fertilisants minéraux	quantitative	Kg d'azote/ha
Fréquence d'utilisation des fertilisants minéraux	quantitative	nombre d'interventions
Quantité de fertilisants organiques	quantitative	Kg d'azote/ha
Quantité de régulateurs	quantitative	score
Insecticides	qualitative	oui ; non

^a blé, chanvre, prairie, pois, colza, sarrasin, lin, orge, betterave, pomme de terre

3.3. Dans les paysages

En 2012, des enquêtes complémentaires ont permis de caractériser les pratiques agricoles réalisées dans le paysage environnant des parcelles de blé échantillonnées. Afin de limiter le nombre d'agriculteurs à contacter, il a été décidé de limiter l'étendue de ces relevés à un rayon de 250m autour des parcelles. Leur identité a été récupérée auprès des agriculteurs rencontrés au cours de la première série d'enquêtes. Cent dix sept exploitants ont été sollicités par téléphone pour répondre à des questions concernant l'itinéraire technique qu'ils avaient suivi sur les différentes cultures présentes dans les paysages de l'étude en 2012. Parmi eux, 101 ont répondu et les informations ont été recueillies pour 885 parcelles. Les variables qui ont été recueillies sont les suivantes : utilisation du labour (oui/non), fréquence de travail du sol (préparation du semis et désherbage mécanique), fréquence d'utilisation des herbicides, fongicides, insecticides, fertilisants minéraux et fertilisants organiques. Elles ont été renseignées par type de culture. Par exemple, si un

exploitant possédait trois parcelles de maïs et cinq parcelles de blé, il lui a été demandé un itinéraire technique « moyen » pour ses parcelles de maïs puis pour ses parcelles de blé. Au total, les pratiques ont pu être renseignées pour 83% de la surface des terres cultivées dans les paysages considérés, mais avec une variabilité importante entre les paysages ($83\% \pm 17\%$ ET ; min 34% ; max 100%). Les informations relevées ont permis de construire une cartographie détaillée des pratiques agricoles à l'échelle du paysage (Figure 11). Ce travail d'enquêtes étant très coûteux en temps, il n'a cependant pas été répété en 2013.

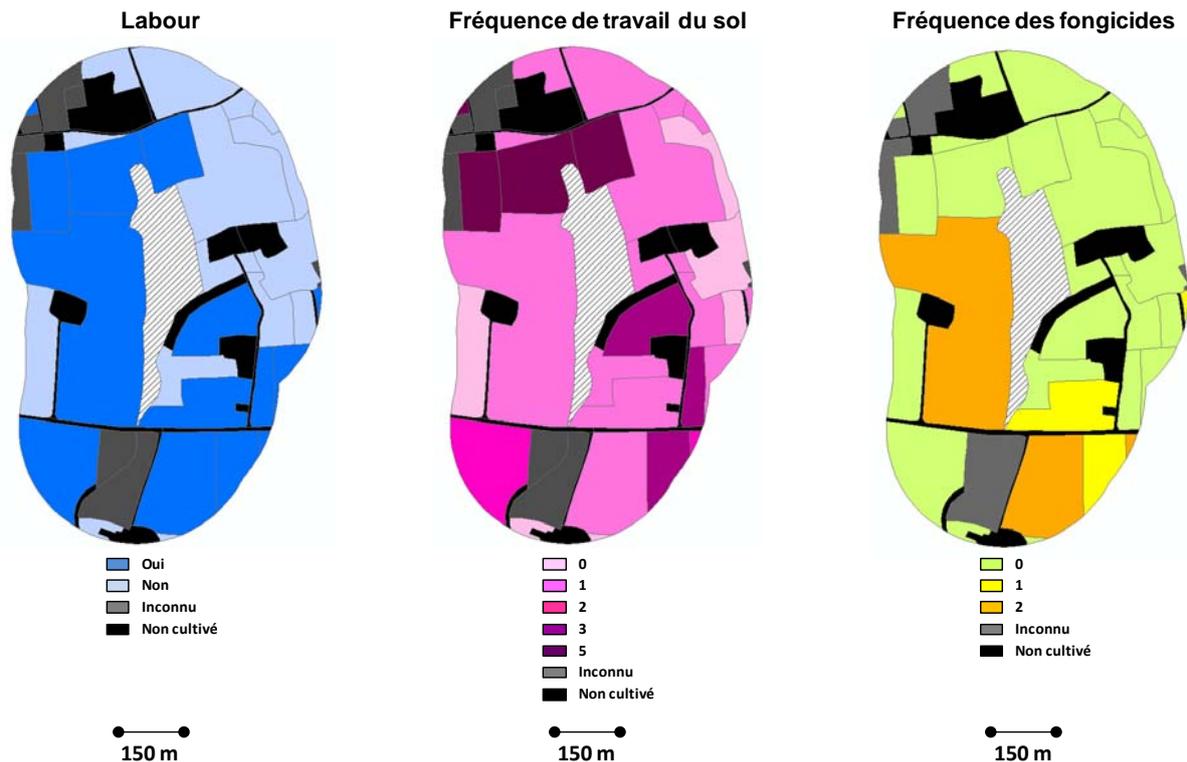


Figure 1.11. Cartographie détaillée de trois différentes pratiques dans un des paysages de l'étude.

4. METHODOLOGIE STATISTIQUE

L'ensemble des informations récoltées ont abouti à un jeu de données conséquent, qui a été exploré à l'aide de différentes méthodes statistiques. Ce jeu de données ne contenait pas de données manquantes, excepté celles évoquées précédemment concernant le relevé des pratiques agricoles à l'échelle du paysage. Des difficultés méthodologiques se sont posées, en lien avec le nombre important de variables testées (dû à l'analyse de différentes typologies, différentes échelles et différents concepts), leur forte interdépendance (corrélations), un nombre relativement restreint d'échantillons statistiques et des distributions non Gaussiennes. Ces problèmes sont régulièrement rencontrés dans les études traitant du fonctionnement de systèmes écologiques complexes à l'échelle du paysage. Ils font d'ailleurs l'objet du projet INRA COPACABANA (COMment décrire le



PAysage pour CAractériser son effet sur les BioAgressseurs et ennemis NATurels), démarré en 2013 et ayant pour but de « recenser, comparer et développer des méthodes pour relier la structure des paysages aux populations de différents types de bioagresseurs et d'auxiliaires » (<https://www6.inra.fr/projet-copacabana>). Nous avons essayé de faire face à ces problèmes en utilisant des méthodes encore peu développées dans le domaine de l'écologie mais présentant des solutions intéressantes. Elles ont été mises en place avec l'aide de Sylvain Poggi, chargé de recherche à l'UMR IGEPP.

4.1. Caractérisation de la diversité des pratiques agricoles

La diversité des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle et du paysage a été décrite grâce à des Analyses Factorielles Multiples (AFM) (Escofier and Pagès, 1994). Cette méthode est similaire à une Analyse en Composantes Principales (ACP) mais permet de regrouper des variables présentant des caractéristiques communes par blocs, ces blocs ayant le même poids dans l'analyse. Ceci nous a permis de réduire le poids des pesticides, qui discriminent très fortement l'AB et l'AC et sont déclinés en de nombreuses variables (Tableau 2). Dans une ACP classique, les pratiques liées au semis et au travail du sol auraient été masquées par les variables relatives aux pesticides, ce qui n'aurait pas permis de mettre en relief la diversité de pratiques liée à ces interventions potentiellement importantes pour les insectes.

En complément, des variables ont été extraites des AFM, permettant de décrire des gradients de pratiques (utilisation des axes comme variables synthétiques (Rusch *et al.*, 2013)) ou des grandes « stratégies de pratiques » (réalisation de Classifications Ascendantes Hiérarchiques).

4.2. Mesure de l'effet des variables locales et paysagères sur les insectes auxiliaires

4.2.1. *Random forests*

Pour pouvoir modéliser les effets d'un nombre raisonnable de variables explicatives sur les insectes auxiliaires (vis-à-vis du nombre d'échantillons statistique), nous avons utilisé à plusieurs reprises une méthode permettant de réaliser une sélection des variables, basée sur une mesure de leur importance: les random forests (Breiman, 2001). Ils consistent en un ensemble d'arbres de régression construits à partir de sous-ensembles aléatoires de données, en utilisant un sous-ensemble aléatoire restreint de variables explicatives au niveau de chaque arbre et de chaque nœud. L'importance de chaque variable est ensuite calculée en réalisant des permutations aléatoires. La différence moyenne de la précision du modèle avant et après les permutations fournit une mesure d'importance conditionnelle de chaque variable explicative pour la variable à expliquer (Strobl *et al.*, 2009.). Les random forests constituent finalement une analyse préliminaire qui permet de classer un grand

nombre de variables explicatives en fonction de leur importance et donc de les trier : seules les variables les plus importantes sont conservées pour les analyses suivantes.

4.2.2. Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM)

Les PLS-PM font partie de la famille des « path-analyses », qui regroupe des techniques multivariées utilisées pour explorer des relations multiples entre blocs de variables et quantifier leurs poids respectifs (Lleras, 2005; Tenenhaus *et al.*, 2005). Ils sont principalement développés dans les sciences sociales, mais des études réalisées dans d'autres disciplines, comme l'épidémiologie ou l'agronomie, ont récemment souligné les avantages de cette méthode statistique (Burie *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2011). Ainsi, les PLS-PM permettent d'explorer et de prédire le fonctionnement de systèmes complexes incluant des variables corrélées, et ne nécessitent pas d'hypothèses fortes pour la distribution des données et la taille de l'échantillon (Tenenhaus *et al.*, 2005). Un modèle PLS décrit les relations entre différentes variables dites « latentes », ne pouvant pas être mesurées directement et généralement représentatives d'un concept (Jakobowicz, 2006; Sanchez, 2013b) (Figure 12). Chaque variable latente est construite à partir de variables mesurées, dites « manifestes ». Cette méthode nous a permis de construire un modèle représentant les effets des pratiques agricoles sur les insectes auxiliaires à plusieurs échelles, sans se préoccuper des contraintes liées à la structure des données.

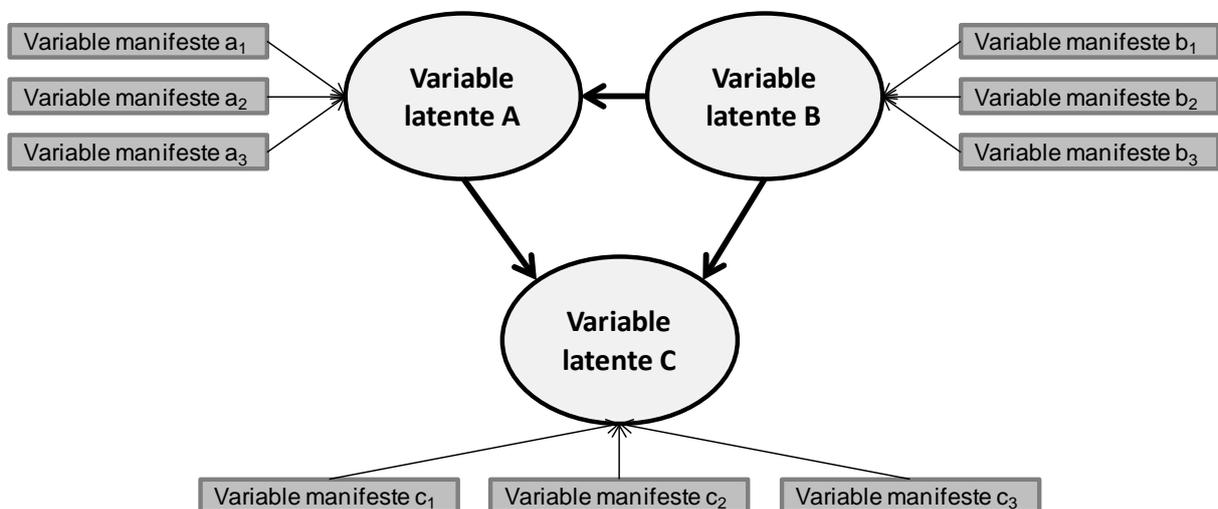


Figure I.12. Schéma conceptuel d'un modèle PLS.

4.2.3. Régression linéaire

La régression linéaire est une méthode statistique largement utilisée en écologie pour modéliser la réponse d'une variable à une ou plusieurs variables explicatives (Jongman *et al.*, 1995). Nous l'avons utilisée pour quantifier les effets des pratiques agricoles à différentes échelles sur les insectes auxiliaires, à l'aide de modèles mixtes tenant compte de



la dépendance spatiale (entre les paysages) et temporelle (entre les années) des données, ainsi que de la non normalité des distributions. La construction des modèles s'est faite grâce à une technique d'inférence multi-modèles (MMI) (Burnham and Anderson, 2004). Le principe est de créer toutes les combinaisons de variables possibles afin d'identifier celle produisant le meilleur modèle, en se basant sur le critère d'information d'Akaike (AIC).

Chapitre II

La dichotomie entre les pratiques biologiques et conventionnelles a-t-elle du sens pour les ennemis naturels?





La dichotomie entre les pratiques biologiques et conventionnelles a-t-elle du sens pour les ennemis naturels?

Résumé

L'agriculture biologique est un mode de production considéré comme une alternative prometteuse à l'agriculture conventionnelle, qui pourrait permettre de répondre aux enjeux de l'agriculture moderne. En particulier, grâce à la réalisation de pratiques favorables à la régulation des ravageurs par leurs ennemis naturels, elle pourrait permettre de réduire l'utilisation des pesticides. Les effets de l'agriculture biologique et conventionnelle sur les insectes ennemis naturels ont été comparés, mais les résultats restent incertains, probablement parce que la diversité des stratégies de gestion des cultures est rarement prise en compte. Dans cette étude, nous avons cherché à savoir si la diversité des pratiques agricoles réalisées en agriculture biologique et conventionnelle affecte les ennemis naturels de pucerons du blé d'hiver (coccinelles, carabes et parasitoïdes). Des relevés entomologiques ont été réalisés dans 20 paires de parcelles biologiques et conventionnelles. Nous avons interrogé les agriculteurs pour identifier les variables représentatives de leurs pratiques agricoles et utilisé la méthode statistique des random forests pour sélectionner les plus importantes. Leurs effets sur les abondances d'ennemis naturels ont été testés en utilisant différents niveaux de détail dans la description des pratiques agricoles (allant de la dichotomie aux pratiques individuelles). Nous avons mis en évidence l'existence d'une grande diversité de pratiques agricoles, réparties le long d'un gradient entre les deux modes de production. Les parcelles biologiques contenaient des abondances plus importantes d'ennemis naturels, mais les trois taxa ont présenté des réponses contrastées à la diversité des pratiques agricoles. Les coccinelles ont été influencées par la fréquence de travail du sol, le nombre de variétés de blé et les pesticides, les carabes par la fréquence de travail du sol, tandis que les parasitoïdes n'ont été affectés par aucune pratique agricole. Bien que la dichotomie entre agriculture biologique et conventionnelle ait du sens pour les ennemis naturels de pucerons, la considération de pratiques plus détaillées nous a permis de mieux comprendre leur réponse aux stratégies de gestion des cultures. Nos résultats aident à identifier le niveau auquel les acteurs des agro-écosystèmes doivent agir pour assurer la réalisation d'un contrôle biologique efficace dans les parcelles.

Mots clés

Pratiques agricoles; biodiversité; coccinelles; carabes; parasitoïdes; blé d'hiver; random forests



Organic vs. conventional farming dichotomy: does it make sense for natural enemies?

Camille Puech^a, Jacques Baudry^a, Alexandre Joannon^a, Sylvain Poggi^b, Stéphanie Aviron^a

^a INRA, UR 980, SAD-Paysage, F-35000 Rennes, France

^b INRA, UMR1349 IGEPP, F-35653 Le Rheu, France

Corresponding author: Camille Puech, camille.puech@rennes.inra.fr, +033 (0)2 23 48 70 46

Published in Agriculture, Ecosystems and Environment (Puech et al., 2014a)

Abstract

As an alternative to conventional farming, organic farming is considered a promising type of production to meet the challenges of modern agriculture. In particular, organic farming is assumed to favour the biological control of pests by their natural enemies and, therefore, is considered a possible way to reduce the use of pesticides. Effects of organic vs. conventional farming on insects natural enemies have been compared, but the results remain uncertain, probably because the diversity of crop management strategies is rarely considered. In this study, we assessed whether or not the diversity of farming practices implemented in organic and conventional farming affects natural enemies of aphids (ladybirds, carabid beetles and parasitoids) in winter wheat. Entomological surveys were carried out in 20 pairs of organic and conventional fields. We interviewed the farmers to identify variables that describe farming practices and identified the most important practices using a ranking approach based on random forests. Abundances of aphids' natural enemies were tested in relation to different levels of description of farming practices (from organic vs. conventional farming to individual practices). We found a large diversity of farming practices, which were evenly distributed along a gradient from organic to conventional farming. Abundances of aphids' natural enemies were greater in organic fields, but the three species groups had different responses to the diversity of farming practices. Ladybirds were influenced by tillage frequency, number of wheat varieties and pesticides, and carabid beetles by tillage frequency, whereas parasitoids were not affected by any practice. Even though the organic vs. conventional farming dichotomy was meaningful to explain aphids' natural enemies abundances, the consideration of more detailed practices improved our understanding of their response to crop management strategies. Our results help identify the level at which agro-ecosystem actors must intervene to promote effective biological control.



Keywords

Farming practices; biodiversity; ladybirds; carabid beetles; parasitoids; winter wheat; random forests

Highlights

- We identified a large diversity of organic and conventional farming practices.
- Three groups of aphids' natural enemies responded to this diversity.
- A more detailed description of practices provided a finer understanding of the ecological process.
- Our results help promote biological control in agro-ecosystems.

1. INTRODUCTION

Due to its strong impact on the environment, agriculture is considered a major cause of the global decline in biodiversity. Its intensification during the 20th century has led to the homogenization of agricultural landscapes and to the development of farming practices that are unfavourable to many species (Benton *et al.*, 2003; Leroux *et al.*, 2008). To ensure food supply of an increasingly large human population, it was suggested to link biodiversity with farming practices (Thrupp, 2000; Chappell and LaValle, 2011; Tscharntke *et al.*, 2012). Indeed, the ecosystem services that it provides could increase agroecosystems sustainability.

Organic farming is considered a promising solution (Hole *et al.*, 2005) to meet this challenge. Since the 1990s, the number of organic farms has greatly increased and now comprises 0.86% of the farming land worldwide and 2.23% in Europe (Willer *et al.*, 2013). In Europe, organic farming is characterized by the ban of chemical pesticides, chemical fertilizers, growth hormones, antibiotics, and Genetically Modified Organisms (GMOs) (Council of the European Union, 2007; Gomiero *et al.*, 2011). Organic farmers also adopt other practices to compensate the prohibited use of chemical inputs. For example, they often use longer crop rotations and frequent mechanical weeding to control weeds (Zehnder *et al.*, 2007). Biological control of crop pests is considered a promising alternative to pesticide use and could help farmers meet proposed targets for the reduction in pesticide use (*e.g.*, in Europe, Council of the European Union, 2009).

The efficiency of the biological control of crop pests can be affected by numerous factors, including farming practices (Altieri, 1999; Zehnder *et al.*, 2007). Many studies have tested the effects of organic vs. conventional farming (*i.e.*, non-organic farming) on the abundance or diversity of natural enemies of crop pests (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Overall, organic farming systems seem to maintain a higher diversity than conventional ones. The explanation presented in the literature is that they combine practices that are more favourable to natural enemies (Gabriel *et al.*, 2006; Rundlöf and



Smith, 2006; Winqvist *et al.*, 2011), such as organic fertilization (Garratt *et al.*, 2011) or a lack of pesticides (Theiling and Croft, 1988).

However, there is no real consensus on the mechanisms for a higher diversity in organic farming systems. In a meta-analysis, Bengtsson *et al.* (2005) showed that 16% of studies found a negative effect of organic farming on species richness. The results were heterogeneous because of different responses from different taxa and the effects of other factors, such as landscape context (Bianchi *et al.*, 2006; Fahrig *et al.*, 2011). Hole *et al.* (2005) emphasized that contradictions are due to methodological problems. A simple comparison between organic and conventional farming does not consider the diversity of practices that may exist within each farming system (Vasseur *et al.*, 2013). Farmers choose their own combination of practices, depending on numerous economic and agronomic objectives and constraints (Reganold *et al.*, 2011), potentially resulting in a large diversity of crop management strategies. Consequently, some conventional farmers may use techniques similar to organic farming even if they are not certified, whereas some organic farmers may use organic inputs and frequent and deep tillage, which are allowed by the specifications but are potentially lethal for arthropods (Thorbeck and Bilde, 2004; Bahlai *et al.*, 2010).

These facts raise the question of whether the usual dichotomy of organic vs. conventional farming is relevant for biodiversity, as the wide range of farming practices implemented by farmers can affect natural enemies through modifications of their habitat quality or due to direct lethal effects (Landis *et al.*, 2000). Considering diverse crop management strategies or individual farming practices could provide a better understanding of the ecology of enemies of crop pests. Recently, Gosme *et al.* (2012) addressed this question for pest populations of winter wheat in intensive cereal cropping systems. They found a clear distinction between organic and conventional farming, which had varying effects on pests. Specifically, leaf blotch incidence and aphid abundance were higher in conventional crops, whereas weed abundance and diversity were higher in organic fields. However, only three organic farmers were involved in this study, resulting in a low diversity of organic practices, which may have biased their results. Furthermore, this approach has still not been investigated for arthropods as natural enemies of crop pests.

The aim of this study was to assess whether the diversity of farming practices implemented in organic and conventional farming affects natural enemies of aphids (ladybirds, carabid beetles and parasitoids) in winter cereals in mixed cash crops-livestock production systems. Specifically the goals were (i) to describe the diversity of crop management strategies or of specific practices implemented in organic and conventional wheat crops, and (ii) to analyze the relationship between this diversity and the abundance of natural enemies in crops.



2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site

Our study took place in Brittany, western France, in the southern part of Ille-et-Vilaine county. This region is characterized by landscapes of hedgerow networks and mixed crop-livestock farming systems. Forty winter wheat fields were selected, twenty under organic farming and twenty under conventional farming, distributed in an area of about 200 000 ha. Within a radius of 250m, field contexts were characterized by a high proportion of farmland ($86.5 \pm 9.7\%$ (SD); min=62.5%, max=98.3%) and a low proportion of built areas ($10.0 \pm 8.5\%$ (SD); min=0.6%, max=33.4%) and wood ($3.4 \pm 5.4\%$ (SD); min=0.0%, max=22.8%). In order to minimize the effects of crops landscape context on insects, organic and conventional fields were spatially paired (Kleijn *et al.*, 2006). The mean distance between two paired fields was $279 \pm 171\text{m}$ (SD) (min=0m, max=518m), and the mean distance between two sites (1 site = the surrounding environment in a 250m radius of 1pair of organic and conventional fields) was $25019\text{m} \pm 15612\text{m}$ (SD) (min=130m, max=54755m). A Moran's I test (Dormann *et al.*, 2007) showed that sites (pairs of organic and conventional fields) were not spatially autocorrelated.

2.2. Sampling of natural enemies

Sampling was conducted in each wheat field from April to July 2012 (Table 1), at least 10 m away from field edges to avoid any edge effect.

Adult carabid beetles were caught with pitfall traps filled with monopropylene glycol solution. In each field, two sampling stations with two pitfall traps each were set up 10 m apart. Traps were left open continuously and collected every two weeks, for a total of six sampling periods.

Adult ladybirds were caught with sweep nets and collected with mouth aspirators equipped with recipients. Ten sets of fifty sweeps, each along two transects perpendicular to field edges, were done in each field (total of 500 sweeps per field), which were repeated four times during the study period. The beginning of transects was situated at the pitfall traps locations.

The abundance of parasitoids was estimated by collecting aphid mummies. In each field, ten sampling points 5 m apart were distributed along two transects (the same as for ladybirds). At each point, mummies were collected on ten tillers, five times during the study period. Mummies were brought back to the lab to wait for the emergence of adults. All collected natural enemies were identified to species.



Table II.1. Sampling calendar, including dates for sampling natural enemies of aphids (ladybirds, carabid beetles, parasitoids), as well as aphids and vegetation.

Week	Date	Ladybirds	Carabid beetles	Parasitoids	Aphids	Vegetation
1	12/04			X	X	
2	19/04		X			X
3	26/04	X				
4	03/05		X	X		X
5	10/05	X				
6	17/05		X			X
7	24/05			X	X	
8	31/05		X			X
9	07/06	X				
10	14/06		X	X		X
11	21/06	X				
12	28/06		X			X
13	05/07			X	X	
14	12/07		X			X

2.3. Characterization of habitat quality

Aphids were sampled to determine the availability of food for their natural enemies. In each field, ten sampling points 5 m apart were distributed along two transects (the same as for ladybirds and parasitoids). At each sampling point, all aphids were counted and identified on ten tillers, three times during the study period (Table 1).

Habitat conditions in crops were characterized by vegetation structure and density. In each field, wheat height and percentage of ground covered by weeds (Braun-Blanquet index (Braun-Blanquet, 1964)) were measured in four 50*50 cm quadrats, seven times during the study period.

2.4. Characterization of cropping systems

A survey of farming practices implemented on the sampled fields was conducted by interviewing 39 farmers (one farmer owned two fields). Data were collected on rotation, previous crop, wheat sowing, tillage, and inputs (organic and mineral fertilization, herbicides, fungicides, insecticides and growth regulators). Fifteen variables were extracted from these interviews (Table 2): the type of previous crop, number of soil interventions (tillage and mechanical weeding), tillage use (no tillage/conventional tillage), number of varieties of wheat sown, wheat density, number of crops in the crop sequence, amount of organic fertilizer, amount and frequency of applications of herbicides, fungicides, and chemical fertilizers, amount of growth regulators, and insecticide use (yes/no).

Frequencies of organic fertilizers and growth regulators were not taken into account because they varied little (rarely more than one intervention). Similarly, insecticide data were simplified (use/not use) because only three farmers used them during the sampling period. Information concerning the seed treatment was not retained, because all conventional farmers used treated seeds and all organic farmers used untreated seeds.

Scores were calculated to describe the amounts of herbicides, fungicides, and growth regulators, because varying proportions of several products were used for each application.



For each product used, an index was defined according to the rate applied by the farmer compared to the maximum registered rate (0-40% = 1; 41-80% = 2; 81-100% = 3). Indices for the different products were summed to determine the final scores for the amounts of herbicides, fungicides, and growth regulators.

Table II.2. Description of the variables used in the analyses.

Short name	Description	Type	Class or unit
Pcrop	Previous crop	Qualitative	Maize; other ^a
TILf	Tillage frequency	Quantitative	Number of interventions
TILn	Tillage nature	Qualitative	Conventionale; reduced
Wvar	Varieties of wheat	Quantitative	Number of sown varieties
Wdens	Wheat density at sowing	Quantitative	Kg of grain/ha
Rotation	Rotation length	Quantitative	Number of crops
OFq	Organic fertilization quantity	Quantitative	Kg of N/ha
Hq	Herbicide quantity	Quantitative	Score
Hf	Herbicide frequency	Quantitative	Number of interventions
Fq	Fungicide quantity	Quantitative	Score
Ff	Fungicide frequency	Quantitative	Number of interventions
GRq	Growth regulators quantity	Quantitative	Score
I	Insecticides	Qualitative	Yes; no
MFq	Mineral fertilization quantity	Quantitative	Kg of N/ha
MFf	Mineral fertilization frequency	Quantitative	Number of interventions
OF.CF	Organic or conventional field	Qualitative	OF; CF
MFAaxis1	Coordinates along the MFA first axis	Quantitative	-
MFAaxis2	Coordinates along the MFA second axis	Quantitative	-
Wheight	Wheat height	Quantitative	cm
Weeds	Recovery by weeds	Quantitative	%
Aphids	Aphids abundance	Quantitative	Total number of individuals

^a Wheat, hemp, grassland, peas, oilseed rape, buckwheat, flax, beet or potato.

2.5. Statistical analyses

Statistical analyses were done in 4 steps: 1) characterization of farming practices diversity with Multiple Factor Analysis, 2) selection and ranking of important variables with random forests, 3) suppression of correlated variables with a correlation matrix, 4) quantification and test of variables effects on natural enemies with linear modelling. All statistical analyses were conducted using the R 2.15.1 software (R Core Team, 2013).

Crop management strategies were described using Multiple Factor Analysis (MFA, (Escofier and Pagès, 1994), which allows to split variables into groups presenting shared properties and having the same weight in the analysis. With this method, the importance of practices realized by few farmers is reduced (e.g. insecticides that were only used by three farmers). The fifteen farming variables were split into five groups describing the main characteristics of crops management sequences: inputs (fertilizers, herbicides, fungicides, insecticides, and growth regulators), previous crop, soil interventions (mechanical weeding and tillage), sowing (number of varieties and density), and crop rotation length. Coordinates of fields along the first two axes of the MFA were used as synthetic descriptors of crop management strategies (combinations of farming practices).

Mixed linear models were built to assess the effect of farming practices on the abundances of natural enemies. Three levels of description of farming practices were tested in separate linear models and compared: 1) farming system (*i.e.*, organic vs. conventional farming), 2) synthetic descriptors of crop management strategies (factorial axes from the



MFA) and 3) individual farming practices. We made separate models because it was not possible to include all variables in a single model (they were highly correlated), and because it allowed us to compare their capacity in explaining natural enemies abundances.

For each species group (ladybirds, carabid beetles, and parasitoids), independent variables that best explain their abundances were identified by a preliminary procedure among all variables reported in Table 2 using a conditional random forest model. Random forests are a recursive partitioning method that is widely used for nonlinear regression and that also provides a measure of variable importance (Breiman, 2001; Strobl *et al.*, 2008). They involve an ensemble of regression trees fitted on random subsets of the data (bootstrap samples), using a random restricted subset of the predictors for each split in each tree to avoid correlation between trees. We used random forests to i) measure and rank the conditional permutation accuracy variable importance, ii) select the most important variables to be considered in linear models. Conditional variable importance (Strobl *et al.*, 2009) is calculated by randomly shuffling the values of a given independent predictor thereby breaking its bond to the response variable: the difference of the model accuracy before and after the permutations, averaged over all trees, provides an importance score for the predictor (i.e. a measure of how important that predictor is for determining the outcome). Random forests were grown here on the basis of 500 bootstrap samples (robustness of results was checked with 1000 trees), and with the number of predictors randomly sampled as candidates at each node fixed to the square root of the total number of predictors (often suggested as a default value in the literature). The model stability was verified on ten random seeds; importance scores were averaged over these ten repetitions of the stochastic algorithm. All computations were done using the R party 1.0-10 package (Strobl *et al.*, 2009; Hothorn *et al.*, 2013; Hapfelmeier *et al.*, 2014). A threshold was determined, corresponding to the absolute value of the lowest negative-scoring variable: variables with a conditional importance score below this threshold were not added in the linear models (Strobl *et al.*, 2009b). For cases in which two “important” variables were highly correlated (similarity>0.70), only the most important one (in terms of the conditional importance measure from random forests) was retained in the linear model.

One mixed linear model was used for each group of species and each level of description of farming practices. Models for ladybird abundances were fitted with the Poisson distribution. Models for carabid beetle and parasitoid abundances were fitted with the normal distribution. Data were checked not to be zero-inflated. The two sampling stations for carabid beetles and the two transects for ladybirds, parasitoids, and aphids in each field were considered separately. Two nested random effects were specified: the first to indicate that organic and conventional fields were spatially paired, and the second to incorporate pseudoreplication (two sampling points in each field). A third random effect was added for models fitted with the Poisson distribution, to account for data overdispersion (Lee and Nelder, 2000). Mixed linear models were done with the lme4 1.1-5 package (Bates *et al.*, 2014). We used a significance threshold of $p < 0.05$.



For each model, multimodel inference method was used to identify the best combination of variables (best model) (Burnham and Anderson, 2004) from which coefficients were calculated, using the MuMIn 1.9.13 package (Barton, 2013). The level of precision for describing farming practices that best explained the abundances of natural enemies of crop pests was identified for each species group by comparing models with the corrected Akaike's information criterion (AICc) (Burnham and Anderson, 2002) . Models were considered different only if the AICc difference was greater than two (Burnham and Anderson, 2002). We calculated R^2 to determine the amount of variance explained by the different models. Two types of R^2 were calculated, adapted to mixed linear models: the marginal R^2 which describes the proportion of variance explained by the fixed factors alone, and the conditional R^2 which describes the proportion of variance explained by both the fixed and random factors (Nakagawa and Schielzeth, 2013). R^2 calculation is implemented in the lme4 1.1-5 package (Bates *et al.*, 2014).

3. RESULTS

3.1. Description of the farming practices diversity

The first two axes of the MFA explained 37% and 18% of the total variance, respectively (Fig. 1). The first axis was characterized, from negative to positive scores, by a decrease in the use of chemical inputs (herbicides, fungicides, and mineral fertilizers) and an increase in the frequency of tillage, number of varieties of wheat sown, wheat density, and rotation length. Although the fields were continuously distributed along this axis, the types of farming systems were clearly separated, with organic fields corresponding to the higher values of the gradient (Figs. 1, 2).

The second axis was characterized by maize as a previous crop at the top and by the use of conventional tillage. Organic and conventional fields were equally distributed along this gradient, with a variety of shared practices. Both farming systems included a diverse set of crop management strategies due to variations in the use of chemical inputs, tillage, wheat density, and rotation for conventional farming, and due to tillage, seeding characteristics (density and number of varieties of wheat), rotations, and amount of fertilization for organic farming (Fig. 2).

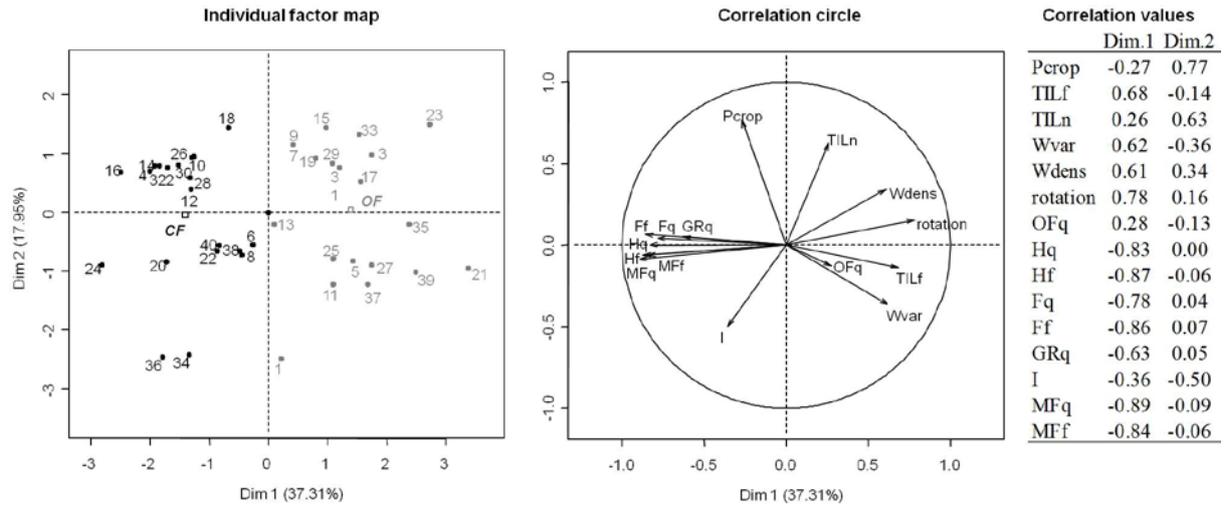


Figure II.1. Multiple Factor Analysis of the farming practices used by organic (OF, in grey, impair numbers) and conventional (CF, in dark, pair numbers) farmers, numbered from 1 to 40. See Table 2 for abbreviations of variables.

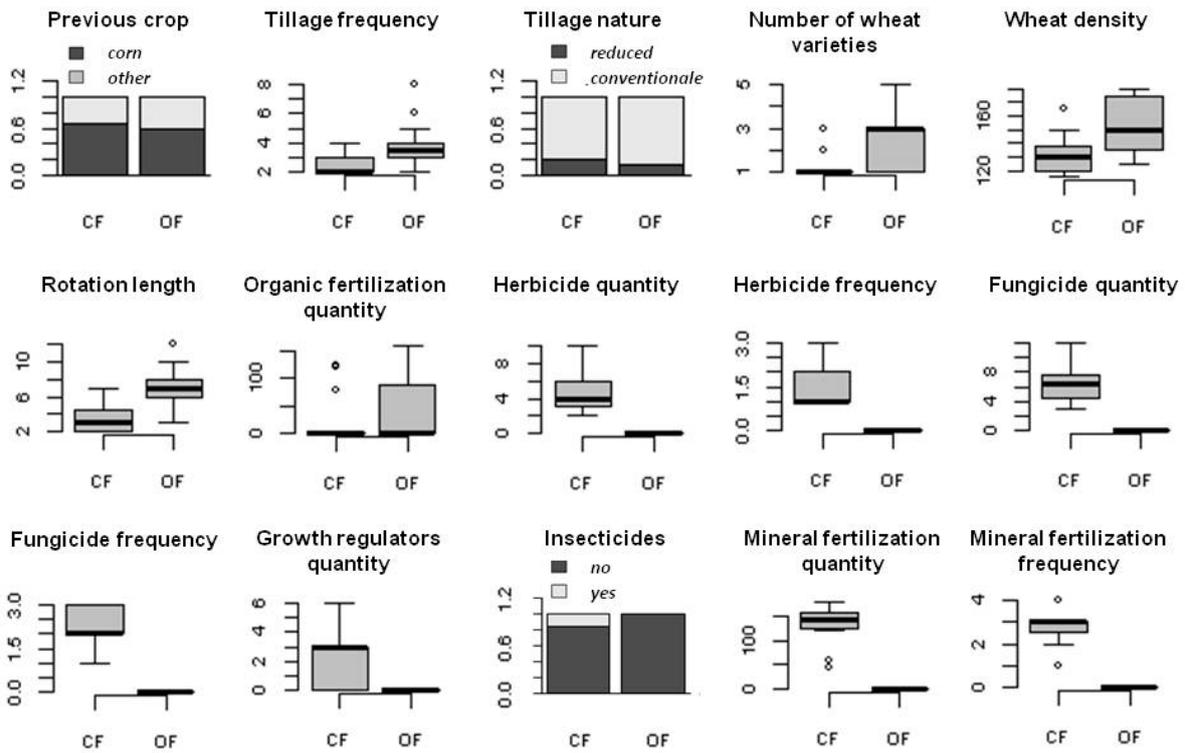


Figure II.2. Boxplots of variables used to describe farming practices in organic (OF) and conventional (CF) fields. For previous crop, tillage nature and insecticides (qualitative variables), we represented the proportion of each class. See Table 2 for units.



3.2. Effects of farming practices and habitat quality on natural enemies

A total of 548 ladybirds (mean for organic fields: 20 ± 11 (SD); mean for conventional fields: 8 ± 6 (SD)) were collected and identified as seven species; the three dominant species were *Coccinella septempunctata* L. (48% of individuals), *Propylea quatuordecimpunctata* L. (30%), and *Tytthaspis sedecimpunctata* L. (21%). We trapped 26850 carabid beetles (mean for organic fields: 914 ± 448 (SD); mean for conventional fields: 428 ± 255 (SD)) belonging to 88 species, with the three dominant species as *Pterostichus cupreus* L. (31%), *Agonum dorsale* P. (21%), and *Brachynus sclopeta* F. (17%). We collected 501 mummies (mean for organic fields: 13 ± 7 (SD); mean for conventional fields: 12 ± 9 (SD)), of which 42% emerged as parasitoids in the lab. Most of these (53%) were primary parasitoids (mainly the genus *Aphidius*); the remainder were hyperparasitoids (mainly the families Pteromalidae and Megaspilidae). We counted 791 aphids belonging to the three species usually found in wheat: *Metopolophium dirhodum* Wlk. (55%), *Sitobion avenae* F. (37%), and *Rhopalosiphum padi* L. (8%).

3.2.1. Identification of important variables

Random forests selected 13 variables as “important” for explaining the abundances of ladybirds and carabid beetles (Figure 3): farming system, the first axis of the MFA, the amount and frequency of applications of mineral fertilizers, herbicides, and fungicides, the number of varieties, the previous crop, tillage frequency, rotation length, and weed cover. Wheat density and the amount of organic fertilizers were also identified as important for ladybirds. The second axis of the MFA and the amount of growth regulators were also identified as important for carabid beetles. Seven variables were identified as important variables for parasitoids: wheat density, aphid abundance, the second axis of the MFA, the amount and frequency of applications of herbicides and the frequency of applications of mineral fertilizers.

The variables with the greatest importance measures were the amount of mineral fertilizers and the farming systems for ladybirds, the first axis of the MFA and the farming system for carabid beetles, and wheat density for parasitoids.

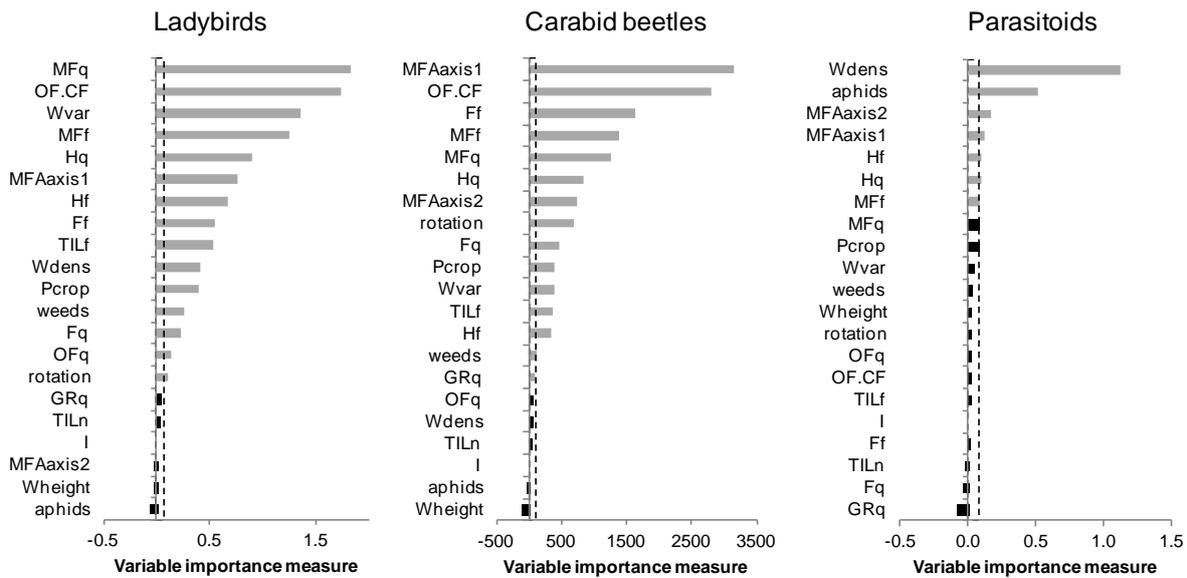


Figure II.3. Mean importance score (calculated over ten repetitions of the stochastic algorithm) of each variable tested by conditional random forests to explain the abundances of ladybirds, carabid beetles, and parasitoids. The dotted line represents the threshold above which variables are considered as informative and important and are tested in mixed linear models. Grey and black bars indicate variables that are above and below the threshold, respectively. See Table 2 for abbreviations.

3.2.2. Effects of farming and habitat variables

The models testing the effect of the farming system showed that the abundances of ladybirds and carabid beetles differed between organic and conventional farms (Table 3). This result also reflected an effect of weed cover in crops, as this variable was significantly and highly correlated to the farming system (Appendix F). Abundances of ladybirds and carabid beetles were higher in organic fields with a dense weed cover on the ground. For parasitoids, the only variable selected by random forests was the abundance of aphids; therefore, it was not tested in linear models.

When synthetic farming descriptors (axes from the MFA) were used in the models, the abundances of ladybirds and carabid beetles were both affected by the first axis of the MFA. More ladybirds and carabid beetles were found in fields where farming practices were similar to organic farming (fewer chemical inputs, more tillage, more varieties sown under higher densities, and longer rotations). The abundances of parasitoids were not affected by farming practices and habitat quality since the best model selected by multimodel inference was the null model.

At a finer level of precision, several individual farming practices had significant effects on the abundances of natural enemies. The abundance of ladybirds was higher in crops with more varieties, but lower in fields with a high frequency of tillage and greater amounts of



mineral fertilizers (Table 3). There were also negative effects on ladybird abundance for more frequent applications of mineral fertilizers, as well as for greater amounts and more frequent applications of other chemical inputs (herbicides and fungicides), since these variables were significantly and positively correlated with greater amounts of mineral fertilizers (Appendix F). More carabid beetles were found in crops with frequent tillage. Again, the abundances of parasitoids were not influenced by individual practices or habitat quality.

According to the values of AICc and models R^2 , the most parsimonious and informative level of description of farming practices for explaining the abundance of both ladybirds and carabid beetles abundances was the finest (individual practices) level, as this model had the lowest AICc and the largest marginal R^2 for the two species groups (Table 3). Otherwise, conditional R^2 values were high regarding to marginal R^2 , showing a strong importance of random factors.

Table II.3. Results of the mixed models testing the effects of farming practices on the abundances of the three groups of natural enemies. Three levels of detail in the description of practices were tested in separate models: organic vs. conventional farming (model 1), synthetic gradients of crop management strategies from the Multiple Factors Analysis (model 2), and individual farming practices (model 3). Z-values, t-values and p-values are only given for the variables retained in the best model obtained from multimodel inference analyses. The relative importance (imp) of each variable is given, corresponding to the sum of Akaike weights over all subset models including this variable. Signs in parentheses indicate the direction of the slope of significant variables. mR^2 is the marginal R^2 (fixed factors alone), and cR^2 is the conditional R^2 (both fixed and random factors). The model 1 was not calculated for parasitoids because no farming practices were retained by random forests. See Table 2 for abbreviations of variables.

	Models	Variables	Imp	z/t-Val	p-Val		AICc	mR^2	cR^2
Ladybirds	Model 1: OF/CF	OF.CF	1.000	462.5	<0.001	(+)	444	0.330	0.776
	Model 2: synthetic descriptors	MFAaxis1	0.860	3.818	<0.001	(+)	452	0.223	0.777
		Weeds	0.512	-	-	-			
	Model 3: individual practices	Pcrop	0.278	-	-	-	435	0.460	0.773
		TILf	0.689	2.111	0.035	(-)			
		Wvar	0.953	3.199	0.001	(+)			
		Wdens	0.437	-	-	-			
		Rotation	0.236	-	-	-			
		OFq	0.227	-	-	-			
		MFq	0.982	5.236	<0.001	(-)			
Weeds	0.317	-	-	-					
Carabid beetles	Model 1: OF/CF	OF.CF	1.000	4.129	<0.001	(+)	1025	0.277	0.845
	Model 2: synthetic descriptors	MFAaxis1	1.000	3.350	0.002	(+)	1018	0.301	0.848
		MFAaxis2	0.953	0.083	0.934	-			
		Weeds	0.571	0.234	0.816	-			
	Model 3: individual practices	Pcrop	0.987	1.069	0.295	-	988	0.355	0.856
		TILf	0.993	2.078	0.046	(+)			
		Wvar	0.979	1.199	0.239	-			
		Rotation	0.962	1.362	0.183	-			
		Ff	0.971	0.115	0.909	-			
		GRq	0.966	0.849	0.402	-			
Weeds		0.555	0.188	0.851	-				
Parasitoids	Model 2: synthetic descriptors	MFAaxis1	0.316	-	-	-	-	-	-
		MFAaxis2	0.247	-	-	-			
		Aphids	0.237	-	-	-			
	Model 3: individual practices	Wdens	0.379	-	-	-	-	-	-
		Hf	0.582	-	-	-			
		Aphids	0.215	-	-	-			



4. DISCUSSION

4.1. The diversity of farming practices in organic and conventional wheat crops

Organic and conventional farmers implemented combinations of management practices for wheat crops that clearly distinguished between these two types of farming systems. Gosme *et al.* (2012) also found a clear distinction between organic and conventional farming for intensive cereal production in a different agricultural region. In our study, organic farmers performed more frequent tillage, implemented longer rotations, and sowed more wheat varieties together on the same field and at higher densities than conventional farmers. These crop management strategies are commonly adopted in organic farming to control weeds, to limit the spread of diseases and pests, and to maintain soil fertility in the absence of chemical pesticides and fertilizers (Watson *et al.*, 2002; Zehnder *et al.*, 2007). This distinction between organic and conventional farming shows that it is meaningful to compare the two farming systems in studies accounting for the effects of farming practices on biodiversity. Farmers choose a production system which is related to their individual expectations (e.g. production objectives) and their environmental and economic context (prices of products, climatic conditions, etc.). It then has implication due to available agronomic practices they can implement (Vasseur *et al.*, 2013). That is why they have sets of practices which are strongly linked (Vandermeer and Perfecto, 2012) and which drives the dichotomy between farming types. For instance, organic farmers have to perform more frequent tillage and sow wheat at higher densities to compensate the absence of herbicides.

In spite of overall differences between organic and conventional farming, our study showed some variation within each farming system. Indeed, practices assemblages varied among organic and conventional strategies, underlying that farmers have leeway in their choices. This flexibility results in a gradient from intensive (high-input) conventional practices to extensive (low-input and associated practices) organic ones, based on variations in the implementation of some individual practices, in spite of their strong interdependence. The use of chemical inputs varied among conventional farmers, whereas organic farmers adopted diverse farming practices regarding the number of sown varieties, wheat density, and organic fertilization. Although organic farmers applied more frequent tillage, higher seeding rates, and longer crop rotations than conventional farmers, these practices varied strongly within each farming system. Furthermore, the first MFA axis clearly differentiates organic and conventional farming but it only explained 37% of the farming practices variability. Our results showed that both organic and conventional farmers made different choices regarding the crop preceding wheat and the associated type of soil tillage.

These gradients in farming practices showed that management can sometimes be more similar between some organic and conventional farms than between some farms within the same farming system, especially since some conventional farmers seemed to adopt organic practices without being certified. So, beyond the simple dichotomy of organic



vs. conventional farming, our results suggest that taking account of more detailed practices could allow a finer comprehension of farming systems and their effects on biodiversity (Hole *et al.*, 2005). However, apart from the dichotomy, we could not identify distinct groups of farmers adopting the same whole crop management strategy, which indicates that the observed diversity of practices is probably due more to individual choices than to global trends (Gosme *et al.*, 2012). Indeed, each farmer can have specific constraints related to his farm's local conditions (e.g. environmental characteristics of fields, on-farm resources and logistic constraints). Also, a same objective of production can be reach by different means (Vasseur *et al.*, 2013).

4.2. Effect of the diversity of farming practices on natural enemies of crop pests

We found an overall positive effect of organic farming practices on ladybirds and carabid beetles, but not parasitoids, consistent with existing literature (Pfiffner and Niggli, 1996; Reddersen, 1997; Mäder *et al.*, 2002; Roschewitz *et al.*, 2005b; MacFadyen *et al.*, 2009). The diversity of practices implemented by organic and conventional farmers also affected the three groups of species; abundances of these insects in crops increased along the gradient of management strategies ranging from intensive conventional to extensive organic farming, and/or with changes in specific farming practices. The second gradient characterized by previous crop and tillage did not affect natural enemies, which was surprising given past evidence of effects of tillage type on biodiversity (Stinner *et al.*, 1988; Marasas *et al.*, 2001). In some cases, insect abundances were more similar in fields with organic and conventional farming than in fields of the same farming system, which may explain the lack of difference found by some studies that compared the effects of organic vs. conventional farming (Moreby and Sotherton, 1997; Weibull *et al.*, 2000). Results of such comparisons might depend on the position of the sampled fields along the gradient of practices or on individual farming practices. Thus, results of numerous studies may be biased (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005) because they did not consider the diversity and complexity of crop management strategies and farming practices.

The three groups of species responded differently to the diversity of farming practices, their life history traits affecting their vulnerability to different disturbances (Williams *et al.*, 2010). Ladybirds were negatively affected by the combined effects of several management practices, i.e. the use of mineral fertilizers (correlated with other chemical inputs), lower seeding rates, and more frequent soil tillage. Chemical inputs have detrimental impacts on ladybirds (Obrycki and Kring, 1998), whereas the positive effect of seeding rate might be an indirect effect of changes in microclimate (Hodek and Honek, 2012). Ladybird abundances were reduced by frequent soil tillage, but independently of the farming type as tillage frequency strongly varied in both organic and conventional farms. Frequent tillage is mostly due to the mechanical weeding realized in spring. Although these cropping interventions have been shown to cause mortality and emigration of arthropods



(Thorbeck and Bilde, 2004), the results concerning the effects of conventional and reduced tillage on ladybirds are contradictory (Stinner *et al.*, 1988; Rice and Wilde, 1991).

In contrast to ladybirds, the increase in carabid beetles along the conventional vs. organic farming gradient was only due to greater tillage frequency. However, past studies have shown that tillage has a lethal effect on carabid beetles (House and All, 1981; Purvis and Fadl, 2002; Holland and Reynolds, 2003) or no effect (Lorenz, 1995; Kromp, 1999; Holland and Luff, 2000). Superficial tillage in spring creates interstices in the soil that might enhance carabid beetle emergences. However, we did not consider the variety of tillage methods, which depend on depth, material, and timing. Further study could help elucidate the reason for the discrepancy between the observed effects. Our results on the lack of response of carabid beetles to chemical inputs also differ from the results of other studies (Huusela-Veistola, 1996; Navntoft *et al.*, 2006). However, insecticides, usually considered as the most toxic pesticides for arthropods (Theiling and Croft, 1988; Holland and Luff, 2000), were seldom used by farmers in our study. Carabid beetles mainly live on the ground and, therefore, might have been well-protected from pesticides.

Our third group of natural enemies, parasitoids, were not affected by farming practices. We can suppose that parasitoids have escaped pesticides and other disturbances more easily than other groups due to their high dispersal ability (Langhof *et al.*, 2005; Thies *et al.*, 2005). Indeed, they have been shown to respond to landscape parameters at scales of several kilometers (Thies *et al.*, 2005) whereas carabid beetles only respond at scales of several hundred meters (Aviron *et al.*, 2005). Parasitoids populations have also been shown to recover rapidly in disturbed systems because the larvae are protected in their hosts (Rauwald and Ives, 2001).

Effects of some farming practices are difficult to interpret. Natural enemies are involved in complex systems, where they are affected by numerous biotic and abiotic factors. Indeed, the high effect of models random factors (given by the conditional R^2) shows that sampling location plays an important role for insects. It is known that communities of natural enemies of crop pests can depend for instance on the composition and configuration of the surrounding landscape elements and practices (Bianchi *et al.*, 2006; Fahrig *et al.*, 2011; Gosme *et al.*, 2012). However, the aim of this study was only to test the effects of farming practices independently of the fields surrounding environment.

4.3. Level of detail for describing farming practices

We assessed the effects of crop management on natural enemies of crop pests using three levels of information on farming practices: organic vs. conventional farming, crop management strategies, and individual farming practices. For carabid beetles and ladybirds, we showed that examining individual farming practices gave a better explanation of insect presence and abundance in fields. Indeed, even though farming type explained significantly their abundance, the consideration of individual practices allowed us to point out specific



practices and so to make some hypothesis on how farming systems affect each species group. It shows that variations in practices assemblages can have an effect on natural enemies presence in fields. However, the low amount of variance explained by farming practices regarding to samples location shows that results must be moderated. Indeed, parameters external to the field seem also to be highly relevant for natural enemies. Different responses among different groups of species (Fuller *et al.*, 2005) can help explain why studies comparing the overall effects of organic and conventional farming are sometimes contradictory (Bengtsson *et al.*, 2005).

The choice of scale of data aggregation, or thematic resolution, is an issue commonly investigated in landscape ecology (Jelinski and Wu, 1996; Bailey *et al.*, 2007; Buyantuyev and Wu, 2007), as it can strongly affect the understanding of ecological processes. We show that the issue of thematic resolution is also highly relevant for describing farming practices, in order to understand their effects on biodiversity at the local scale. Indeed, considering the variety of individual farming practices might allow the detection of some effects of practices on natural enemies that are not apparent using the organic vs. conventional farming dichotomy.

Our results have implications for data collection. Interviewing all farmers to evaluate the variety of farming practices considerably increases the amount of field work. However, we showed that the use of certain individual farming practices or combinations of practices - information that can be gathered in shorter phone interviews - can be sufficient to explain the abundance of some natural enemies. The challenge is to identify the practices or combinations of practices that affect particular species or groups of species.

5. CONCLUSION

The large diversity of practices implemented by organic and conventional farmers for the cultivation of winter wheat affects natural enemies of aphids. The organic vs. conventional farming dichotomy was meaningful to explain variations of abundances but considering individual practices gave a complementary and finer analysis. Thus, selection of the appropriate resolution to describe farming practices seems to be essential for a good comprehension of their effects on natural enemies of crop pests. Ladybirds were influenced by tillage frequency, number of wheat varieties and pesticides, and carabid beetles by tillage frequency, whereas parasitoids were not affected by practices. The abundance of arthropods varied considerably within each farming system, sometimes more than between organic and conventional farming. Our results suggest that farmers can set up strategies that enhance populations of natural enemies in crops, regardless of whether or not their farms have received organic certification. Farming practices are interdependent because they are performed by farmers following consistent combinations related to agronomic and economic constraints. Consequently, individual practices cannot be changed without considering the whole farming strategies. However, we showed that there is enough



flexibility in strategies of both farming systems to enhance natural enemies populations. Furthermore, the different responses we found for ladybirds, carabid beetles, and parasitoids emphasizes the need to account for a large spectrum of groups of species when studying the effects of farming practices on communities of natural enemies of crop pests and biological control.

6. ACKNOWLEDGMENTS

C.P. has a PhD grant from INRA and the Brittany Region. Funding for field work was provided by the ANR Landscaphid project and the Zone Atelier Armorique. We thank students (M. Poupelin, E. Cabon, M. Le Danvic and L. Meneau) for field assistance and Dr. K. Harper for English editing. We thank the farmers who gave permission to sample in their fields and to answer interviews. S.P. acknowledges the INRA metaprogram “Sustainable Management of Crop Health” for funding the COPACABANA project. We finally thank the two anonymous reviewers for interesting and constructive feedback.

Chapitre III

Les pratiques agricoles affectent-elles les ennemis naturels à l'échelle du paysage?





Les pratiques agricoles affectent-elles les ennemis naturels à l'échelle du paysage?

Résumé

Les pratiques agricoles sont rarement prises en compte dans la description des paysages agricoles. La diversité des itinéraires techniques crée pourtant une forme particulière d'hétérogénéité, qui pourrait fortement affecter la diversité des espèces vivant dans les agro-écosystèmes, et par conséquent, les services écosystémiques qu'elles fournissent. L'objectif de cette étude est d'analyser les effets de la composition et de la configuration des pratiques agricoles biologiques et conventionnelles à l'échelle du paysage, sur trois groupes d'ennemis naturels de pucerons, comparativement à l'hétérogénéité de l'occupation du sol et à la qualité de l'habitat local. Une étude de terrain a été réalisée en 2012 et 2013 dans l'ouest de la France (Bretagne). Les communautés de coccinelles, de carabes et de parasitoïdes ont été échantillonnées dans 40 paires de parcelles de blé d'hiver biologiques et conventionnelles, réparties le long d'un gradient paysager de surfaces en AB. Les relations entre pratiques agricoles et ennemis naturels ont été étudiées grâce une approche de modélisation PLS, encore très peu utilisée en écologie mais présentant de nombreux avantages pour l'analyse des systèmes multivariés. Les résultats ont montré que l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels sont principalement affectées par les pratiques agricoles locales, les parcelles en AB leur étant clairement favorables. Dans une moindre mesure, l'hétérogénéité paysagère a également été identifiée comme un paramètre important pour les ennemis naturels, mais seulement en lien avec la longueur et la configuration du réseau de haies. Ces résultats fournissent des pistes pour l'aménagement des paysages agricoles puisqu'ils suggèrent que la diversité des ennemis naturels peut être favorisée sans une organisation particulière des parcelles en AB. Par ailleurs, les problèmes méthodologiques liés à la description et l'analyse des pratiques agricoles à l'échelle du paysage sont discutés. De telles études nécessitent en effet l'utilisation de cartes précises couvrant de grandes étendues spatiales, et l'utilisation d'outils statistiques offrant une bonne gestion des relations complexes qui existent dans les agro-écosystèmes.

Mots clés

PLS-path modeling; agriculture biologique; contrôle biologique; paysages agricoles; haies; coccinelles; carabes; parasitoïdes



Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale?

Camille Puech^a, Sylvain Poggi^b, Jacques Baudry^a, Stéphanie Aviron^a

^a INRA, UR 980, SAD-Paysage, F-35000 Rennes, France

^b INRA, UMR1349 IGEPP, F-35653 Le Rheu, France

Corresponding author: Camille Puech, camille.puech@rennes.inra.fr, +033 (0)2 23 48 70 46

Published in Landscape Ecology (Puech et al., 2014b)

Abstract

Farming practices are rarely considered in the description of agricultural landscapes. However, the variety of cropping systems creates a particular kind of heterogeneity which can strongly affect the diversity of species living in agro-ecosystems, and consequently the ecosystem services they provide. In this study, we investigate the effects of landscape composition and configuration of organic and conventional farming practices on three groups of aphids' natural enemies, compared to field habitat quality and land cover heterogeneity. A field survey was carried out in 2012 and 2013 in western France (Brittany). Ladybirds, carabid beetles and parasitoids were sampled in 40 pairs of organic and conventional winter wheat fields, distributed along a landscape gradient of organic farming areas. The relationships between farming practices and natural enemies were investigated with a PLS-path modeling approach, hardly ever used in ecology but presenting numerous advantages to analyze multivariate systems. Results showed that abundance and species richness of natural enemies were mainly affected by local farming practices, with a higher diversity in organic fields. To a lesser extent, landscapes also affected natural enemies, but only in relation to the length and configuration of hedgerows. Our results open up avenues for the design of agricultural landscapes since our results suggest that natural enemy diversity can be enhanced without a specific organization of organic fields. We discuss methodological issues regarding the description and the analysis of farming practices at the landscape scale. We argue that such investigations require high quality maps covering large spatial extents, and the use of statistical tools providing a good handling of complex relationships occurring in agro-ecosystems.

Keywords

PLS-path modeling; organic farming; biological control; agricultural landscape; hedgerows; ladybirds; carabid beetles; parasitoids



1. INTRODUCTION

Heterogeneity of agricultural landscapes strongly affects biodiversity (Benton *et al.*, 2003; Tschardtke *et al.*, 2005; Fahrig *et al.*, 2011). Land-use intensification which occurred during the 20th century homogenized landscapes (Baessler and Klotz, 2006) and was identified as one of the main causes of biodiversity decline in agro-ecosystems (Henle *et al.*, 2008; Kleijn *et al.*, 2009). Consequently, it has frequently been suggested that landscapes be designed and managed in a manner that minimizes and/or offsets the negative effects of intensive farming on wildlife. Each landscape can be characterized by its heterogeneity, reflecting its composition (variety, quality and surface of the different land cover types) and configuration (spatial organization of the different land cover types) (Burel and Baudry, 2003; Fahrig *et al.*, 2011). These parameters play an important role on community structures and dynamics because they modify species habitat quality, availability and connectivity (Barbault, 1995). Compared to homogenous, intensively-used agricultural landscapes, heterogeneous landscapes present an important diversity and a complex organization of land cover types and generally supports a greater biodiversity (due to a large habitat diversity and connectivity between complementary habitats) (Benton *et al.*, 2003).

Studies investigating the effects of heterogeneity on biodiversity have mainly focused on non-crop habitats (field margins, woods, hedgerows, permanent grassland) and have shown a positive effect of their amount on abundance and species richness of a variety of taxa (Duelli and Obrist, 2003; Bianchi *et al.*, 2006). This effect of landscape heterogeneity on biodiversity can be even more important than the effect of farming systems (organic vs. conventional farming) (Rundlöf and Smith, 2006). Conversely, arable land has often been considered as a hostile matrix where species are subject to frequent and intensive perturbations (Roschewitz *et al.*, 2005b). However, it is now well acknowledged that crops are also habitats used by many species to feed, reproduce and disperse (Westphal *et al.*, 2003; Fahrig, 2007; Jules and Shahani, 2009). Consequently, cropping systems can strongly affect communities, depending on pluriannual crop rotation and crop management sequences (nature, frequency and intensity of farming practices) (Stinner *et al.*, 1988; Theiling and Croft, 1988). At the landscape scale, the diversity of cropping systems creates additional landscape heterogeneity (“hidden heterogeneity” sensu Vasseur *et al.* (2013)) that might be especially relevant for some species. Indeed, in addition to the diversity in crops phenology that is induced by the sowing period, farmland is characterized by a diversity of rotations and farming practices (e.g. crops density or frequency of fungicide application) (Fahrig *et al.*, 2011; Vasseur *et al.*, 2013). The composition and the configuration of these cropping system parameters might have equally large implications for biodiversity as those described for non-crop habitats, whether positive or negative.

Farming practices have, however, rarely been considered in the description of landscape heterogeneity. The few studies addressing this issue analyzed the effects of the amount of organic (OF) vs. conventional farming (CF) at the landscape scale. In Europe, OF is characterized by the ban of chemical pesticides, chemical fertilizers, growth hormones,



antibiotics, and Genetically Modified Organisms (GMOs) (Council of the European Union, 2007; Gomiero *et al.*, 2011). Organic farmers also adopt other practices to compensate for the prohibited use of chemical inputs, such as mechanical weeding to control weeds (Zehnder *et al.*, 2007). Studies have generally found a positive effect of landscapes presenting a high proportion of area under OF on a variety of taxa, including plants, butterflies, pollinators, and some groups of natural enemies and pest arthropods (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010; Gosme *et al.*, 2012). Crops under OF practices are known to generally host greater biodiversity, due to the lack of synthetic pesticides, the presence of abundant and diversified resources (e.g. flowering plants) and a more favorable microclimate in fields (dense and diversified vegetation) (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Consequently, landscapes with a high proportion of OF are beneficial for biodiversity, because they support large patches of high quality habitats and a large heterogeneity related to the diversity in farming practices (Benton *et al.*, 2003). Furthermore, previous studies have shown that the local beneficial effects of OF on biodiversity are stronger when the proportion of OF in the surrounding landscape is low (Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010). These results are in line with studies highlighting interactions between field farming type and landscape heterogeneity (Tscharrntke *et al.*, 2005; Leroux *et al.*, 2008).

The goal of this study was to evaluate the effects of landscape composition (surface area) and configuration (edge length) of OF and CF on the diversity of aphid natural enemies (abundance and species richness of ladybirds, carabid beetles and parasitoids). These effects were compared to those of (i) field habitat quality, especially related to farming type (OF or CF) (ii) other landscape characteristics known to affect arthropods, especially semi-natural elements. As in many landscape ecological studies, addressing this question raises statistical issues, mainly because of the high number of measured variables and of the strong correlations between them (Jongman *et al.*, 1995). As an alternative to classical linear regression, Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM) could help ecologists to explore this type of dataset (Sanchez, 2013b). This recent approach has hardly ever been used in ecology but provides a relevant and robust way to analyze complex multivariate systems (Tenenhaus *et al.*, 2005). It is part of path analyses and enables us to explain and predict relationships between a set of latent variables representative of the main studied concepts (Sanchez, 2013b). Using this method, we modeled the relationships between the diversity of natural enemies, farming practices and semi-natural elements. We formulated two hypotheses: 1) the larger the area of OF, the higher the diversity of natural enemies, because large patches are sheltered from effects of surrounding CF (e.g. pesticides drift) and support a lower competition pressure between species; and 2) the longer the edge between organic and conventional areas, the higher the diversity of natural enemies because organic patches act as refuges and are easier to reach (reduction of patch isolation). Results have important implications for the design of agricultural landscapes. Indeed, a main issue of OF development is to know if an aggregation of organic fields is needed to promote biodiversity



(Gabriel *et al.*, 2009), especially natural enemy communities which represent a promising solution to control pests without synthetic pesticides (Barbosa, 1998; Landis *et al.*, 2000).

2. METHODS

2.1. Procedure for study sites selection

Our study took place in eastern Brittany, western France, in an area of about 200,000 ha. This region is characterized by hedgerow network landscapes, with a lot of hedgerows, small fields and a high proportion of perennial grassland (Burel and Baudry, 1990). Crop livestock farming is dominant and the main cultivated crops are grassland (about 40%), corn (30%) and wheat (20%). Eighty study sites were selected according to the following procedure. A raster map of the main landscape elements (farmland, wood, permanent grassland, hedges, water and built areas) of this region was first built from remote sensing data of the LETG-Rennes-COSTEL laboratory (Hubert-Moy *et al.*, 2012). The images were produced using a cross-analysis between Landsat and IRS LISS P6 data with a spatial resolution of 30m and 23m respectively. Then, using the sliding windows method of the freeware Chloe 3.1 (Boussard and Baudry, 2014), the percentage of surface area occupied by each landscape element was calculated in 33,481 windows of 1km² of the raster map. Finally, filters were applied to select areas presenting high proportions of farmland (60-100%) and low proportions of semi-natural elements (wood: 0-3%; permanent grassland: 0-2%; hedges: 0-1.5%), built-up areas (0-3%) and water (0-2%) (Figure 1). The target was to limit variation in the proportion of elements, the effects of which we were not trying to test. In these areas, 20 1km² landscapes were selected in 2012 and 2013 in order to maximize the variability in surface area of OF. In France, information on the exact spatial location of organic farms is not publically available. Therefore, we used statistical data on the prevalence of OF in each municipality of the study area (GAB-FRAB observatory network, 2010) and an online list of French organic farms (Agence Bio, 2012). CF was defined as all non-organic farmland. The final 40 selected landscapes were distributed along a gradient of OF area ranging from 6% to 35%. In each landscape, one pair of organic and conventional winter wheat fields was selected, *i.e.* 20 paired fields each year. Fifty one farmers were involved in the study. Among them, 28 participated both in 2012 and 2013. One field was also studied in both years. The minimum distance between one site and the nearest varied from 0km to 12.5km (3.3±3.2 S.D.) in 2012, and from 0km to 12.1km (3.5±3.7 S.D.) in 2013 (Figure 1). There was some spatial overlap between the 40 landscapes, especially between the two years since a large part of farmers were involved in the study in both years. The statistical method used for analyses takes into account the multicollinearity of variables, thus limiting bias due to spatial autocorrelation.

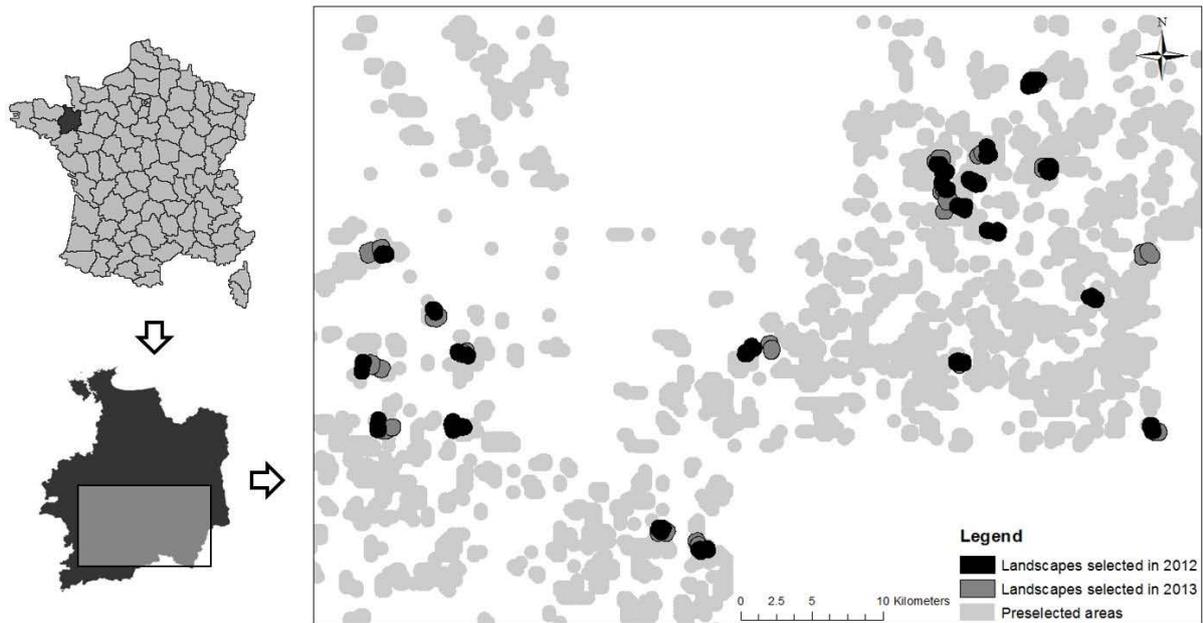


Figure III. 1. Map of the study area with preselected areas presenting similar proportions of landscape elements (farmland, semi-natural elements, built-up areas and water), and landscapes (within a 500m radius around selected fields) selected in 2012 and 2013.

To precisely describe the landscape within a radius of 500m around each field, land-use and farming practice maps were created with Arcgis 10.1 (Environmental Systems Resource Institute, 2012) from field observations and meeting with farmers. This finer spatial resolution, compared to maps made from remotely sensed images and municipal statistics about OF, gave a more accurate characterization of the 80 landscapes. These landscapes comprised 63.7% to 94.4% farmland (arable land and grassland) (84.8 ± 7.3 S.D.), 5.7% to 51.7% grassland (28.1 ± 10.5 S.D.), 3.9% to 25.4% artificial areas (built-up areas, roads and water) (10.7 ± 5.5 S.D.), 0.1 to 30.5% woodland (4.2 ± 6.1 S.D.) and 28.3m/ha to 98.8m/ha hedges (56.7 ± 14.8 S.D.). OF covered 2.9% to 38.3% (19.1 ± 9.6 S.D.) and CF covered 34.3% to 87.9% (65.7 ± 11.3 S.D.) of landscape area. The area of organic fields ranged between 0.8 ha and 7.9 ha (3.0 ± 1.5 S.D.) and conventional field area ranged between 1.3 ha and 13.9 ha (4.8 ± 2.8 S.D.).

2.2. Sampling of natural enemies

Three groups of natural enemies were sampled: carabid beetles, ladybirds and parasitoids. These groups were chosen because they have already been identified as efficient aphids natural enemies (Hagvar and Hofsvang, 1991; Obrycki and Kring, 1998; Kromp, 1999). Moreover, their contrasted dispersal abilities make them representative of how the arthropods natural enemies can use landscapes and they are easy to sample. We estimated the diversity of natural enemies using abundance and species richness, as



indicators of the biological control potential. However, the regulation service that they provided was not measured directly.

Insect sampling was conducted in each wheat field from April to July in the years 2012 and 2013, at least 10m away from field edges to avoid any edge effect.

Adult carabid beetles were caught with pitfall traps filled with a monopropylene glycol solution. In each field, two sampling stations with two pitfall traps each were set up 10m apart. Traps were left open continuously and collected every 2 weeks, for a total of six sampling periods each year. Carabid beetles were identified with a determination key for species living in northwestern France (Roger *et al.*, 2013).

Adult ladybirds were caught with sweep nets and collected with mouth aspirators equipped with recipients. Ten sets of 50 sweeps, each along two transects perpendicular to field edges, were performed in each field (for a total of 500 sweeps per field), and were repeated four times a year. The beginning of transects was situated at the pitfall traps locations. Ladybirds were identified with a determination key for species living in northwestern France (Le Monnier and Livory, 2003).

The abundance of parasitoids was estimated by collecting aphid mummies. In each field, 10 sampling points 5m apart were distributed along two transects (the same as for ladybirds). At each point, mummies were collected on 10 tillers, five times a year. Mummies were brought back to the lab to wait for the emergence of adults, which were identified to species when possible. Parasitoid abundance is the whole number of sampled mummies whereas parasitoid species richness only concerns the emerged adults.

2.3. Characterization of habitat quality for natural enemies

Aphids were sampled to determine the availability of food resources for their natural enemies. In each field, 10 sampling points 5m apart were distributed along two transects (the same as for ladybirds and parasitoids). At each sampling point, all aphids were counted and identified on 10 tillers, three times a year.

Habitat conditions in crops were characterized by field surface, vegetation structure and vegetation density. In each field, wheat height and percentage of ground covered by weeds (Braun-Blanquet index (Braun-Blanquet, 1964)) were measured in four 50*50cm quadrats, seven times a year.

2.4. Landscape characterization

The following classes were used to describe the landscape i) land cover type: woodland, farmland and hedges, ii) farming practice: farmland under OF or CF, spring crops under OF or CF, winter crops under OF or CF and perennial crops (grassland, alfalfa, orchard and miscanthus) under OF or CF. We distinguished spring and winter crops because the



sowing date has a strong effect on insects, because of the timing of the cropping interventions and of the vegetation structure at the time of emergence and colonization of fields (Vorley and Wratten, 1987; Purvis and Fadl, 2002).

Landscape metrics were calculated to characterize the composition and spatial organization of both land cover and farming practices within a radius of 500m around each field. For each field, we calculated composition and configuration indices from landscape raster maps built with pixels of 1m x 1m. The composition was described using the percentage of pixels of each class. The configuration was described by edge length between land cover types or farming practices, calculated as the proportion of pairs of adjacent pixels of different cover or farming types. The higher the configuration index, the higher the fragmentation of class patches. Hedgerows were treated differently because they were mapped as lines. The composition was described by the total hedge length per hectare. The configuration was described by a grain index, inspired by previous studies (Vannier *et al.*, 2011; Le Féon *et al.*, 2013) and calculated as follows. The surrounding environment of hedgerows was mapped using three classes of distance, chosen for their relevance in climatology (each class is known to present a distinct microclimate and must be perceived differently by species) (Caborn, 1955; Guyot and Seguin, 1976): 0 to 50m (class 1), 50 to 100m (class 2) and more than 100m (class 3). We then calculated the surface area covered by each class and applied the following formula: $(\text{class 2} + \text{class 3}) / (\text{class 1} + \text{class 2})$. A high grain value (coarse grain) reflects a high amount of class 3 and so an open configuration of the landscapes (related to a simple spatial organization of the hedge network).

2.5. Statistical analyses

Relationships between field and landscape parameters and the abundances and species richness of natural enemies were modeled with Partial Least Squares Path Modeling (PLS- PM) analyses. PLS-PM are part of path analyses, which are a set of multivariate techniques used to explore multiple relationships between blocks of variables and to quantify their respective weights (Lleras, 2005; Tenenhaus *et al.*, 2005). Path analysis methods are mainly developed in social sciences but studies in other disciplines, like epidemiology and agronomy (Burie *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2011), have recently underlined the relevance of this statistical method. In fact, PLS-PM enables us to explore and predict the functioning of complex systems including correlated variables and does not have strict requirements regarding data distribution and sample size (Tenenhaus *et al.*, 2005). Even though this method has not been used in landscape ecological studies until now, we argue it can be highly relevant to analyze this type of dataset.

A PLS-path model is separated in two sub-models called the inner and the outer model (Jakobowicz, 2006; Sanchez, 2013b). The outer model describes relationships between a set of observed variables (“manifest variables”) and a synthetic latent variable that is built from these manifest variables. A latent variable cannot be measured directly and

is generally representative of a concept (for instance, soil fertility or microclimate). The group formed by a latent variable and its associated manifest variables is called a block. The inner model then describes relationships between latent variables. Our models were made of four blocks associated with four latent variables:

- The latent variable “land cover heterogeneity”, built from the following manifest variables: configuration index and percentage of surface area occupied by woodland and farmland, hedge length/ha and hedge grain index.
- The latent variable “farming practice heterogeneity”, built from the following manifest variables: configuration index and percentage of surface area occupied by organic farmland, conventional farmland, organic winter crops, conventional winter crops, organic spring crops, conventional spring crops, organic perennial crops and conventional perennial crops.
- The latent variable “local habitat quality”, built from the following manifest variables: production type (organic or conventional), wheat height (higher value observed in each field over the study period, in cm), percentage of weeds (mean value observed in each field over the study period), aphids abundance (total number of individuals) and field surface (ha).
- The latent variable “overall natural enemy diversity”, built from the following manifest variables: abundances (first model) or species richness (second model) of ladybirds, carabid beetles and parasitoids. Abundance and species richness were treated separately because the ranges of variations of the variables were too different.

The links between latent variables were built from knowledge on the agro-ecosystems functioning. It is known that field quality can depend on the surrounding environment parameters (Rundlöf *et al.*, 2008b; Gosme *et al.*, 2012). Conversely, we assume that heterogeneity of land covers and farming practices are independent. Finally, we let natural enemy diversity be affected by the three other latent variables. In PLS-PM, the relationships between latent variables are treated as linear regressions. Equation (1) expresses the relationships between an endogenous latent variable (LV_j) (natural enemy diversity or local habitat quality) and its respective related exogenous latent variables (LV_i), with β_{ij} the generic path coefficient interrelating the i -th exogenous latent variable to the j -th endogenous one, β_0 the intercept term and *error* the residuals. The association between two latent variables is measured by a correlation value. The relationships between manifest variables and their associated latent variables are also treated as linear regressions. The blocks “Land cover heterogeneity”, “Farming practice heterogeneity” and “Local habitat quality” were built in a reflective way, *i.e.* we considered that manifest variables are caused by, or reflect, their latent variable. Conversely, the block “Natural enemy diversity” was built in a formative way, *i.e.* we considered the latent variable to be formed by its manifest variables. Indeed, we assume that the potential of biological control provided by the diversity of natural enemies is a consequence of their abundance and species richness. Equations (2) and (3) express the relationship between a manifest variable (MV) and a related latent variable (LV) in a reflective block and a formative block respectively, with π_{jk}



the loading associated to the j -th manifest variable in the k -th block, π_0 the intercept term and *error* the residuals. The association between a manifest and a latent variable is measured by a weight and a correlation value (loading) associated to a coefficient of determination (R^2).

$$LV_j = \beta_{0j} + \sum_{i \rightarrow j} \beta_{ij} LV_i + error_j \quad (1)$$

$$MV_{jk} = \pi_{0j} + \pi_{jk} LV_k + error_{jk} \quad (2)$$

$$LV_k = \pi_{0k} + \sum_j \pi_{jk} MV_{jk} + error_k \quad (3)$$

Before obtaining the final models, we made a set of verifications and transformations, as advised by Sanchez (2013b). First, we checked the unidimensionality of each reflective block with the Dillon-Goldstein's rho, and whether manifest variables varied in the same direction. As advised by Sanchez (2013b), we changed the sign of variables having negative weights so as to only integrate positively correlated variables in a same block. Then, we examined the loadings, *i.e.* the correlations between a latent variable and its manifest variables. Variables with loadings lower than 0.50 were removed because they did not sufficiently reflect their latent variable. This threshold is lower than generally recommended (Sanchez, 2013b) but we defined it to have an acceptable trade-off between model quality and model meaningfulness (with a higher threshold, too many variables were removed). Cross-loadings allowed us to verify if the shared variance between a manifest variable and its related latent variable is larger than with other blocks (Appendix G). Finally, the overall robustness of models was evaluated with the Goodness of Fit (GoF) criterion and with a bootstrapping procedure (Appendix H).

Analyses were conducted using the R 2.15.1 software (R Core Team, 2013), with the “plspm” package (Sanchez *et al.*, 2013c) for model building and “pathdiagram” package (Sanchez, 2013a) for path diagram design.

3. RESULTS

3.1. Description of the sampled communities

A total of 657 ladybirds were collected over the two years (Table 1) and were identified as belonging to seven species. The three dominant species were *Coccinella septempunctata* L. (42% of individuals), *Propylea quatuordecimpunctata* L. (36%) and *Tytthaspis sedecimpunctata* L. (21%). We trapped 54,742 carabid beetles belonging to 99 species. The three dominant species were *Pterostichus cupreus* L. (38%), *Agonum dorsale* P. (20%) and *Brachynus sclopeta* F. (15%). We collected 1,120 mummies, of which 36% emerged as parasitoids in the lab. Most of these (56%) were primary parasitoids (mainly of the *Aphidius* genus); the remainder were hyperparasitoids (mainly of the Pteromalidae and



Megaspilidae families). We counted 1,429 aphids, belonging to the three species usually found in wheat: *Sitobion avenae* F. (53%), *Metopolophium dirhodum* Wlk. (41%) and *Rhopalosiphum padi* L. (6%). Compared to other years, the pest pressure was low. Consequently, results presented in this study cannot conclude on the potential efficiency of natural enemies during high aphids' peak periods.

Table III.1. Abundance (Ab.) and species richness (SR) of the four species groups (ladybirds, carabid beetles, parasitoids and aphids) sampled in 2012 and 2013. The mean values per field and farming type (organic field, OF or conventional field, CF) and the summed values (for the whole study period) are given. For parasitoids, the abundance corresponds to the number of mummies, and the species richness corresponds to the number of different taxa (species, genus or family), because all emerged adults could not be identified to species.

		LADYBIRDS		CARABID BEETLES		MUMMIES		APHIDS	
		Ab.	SR	Ab.	SR	Ab.	SR	Ab.	SR
Mean±SD for OF	2012	20±11	3±1	914±448	30±6	13±7	3±1	17±9	2±1
	2013	4±2	2±1	926±541	25±3	21±15	3±2	23±24	2±1
Mean±SD for CF	2012	8±6	2±1	428±255	23±6	12±9	3±1	23±16	2±1
	2013	2±5	1±1	469±226	21±3	10±12	2±2	9±11	2±1
Total number	2012	548	7	26850	88	501	10	791	3
	2013	109	5	27892	75	619	11	638	3

3.2. Effects of farming practices on the abundance of natural enemies

The goodness of fit associated to the first PLS-path model was 0.38. Results of cross-loadings indicated that the four blocks were meaningful and well constructed (Appendix G). However, the bootstrapping procedure highlighted a limited predictive accuracy of the model, since several manifest variables presented a high variability between original and predicted values (Appendix H).

In the first PLS-path model, the natural enemy diversity was mainly represented by the abundance of ladybirds (Table 2), indicating that most of abundance variations were due to this group. The PLS-path scheme (Figure 2) showed that it was fairly well-described by the latent variables, land cover heterogeneity, farming practice heterogeneity and local habitat quality ($R^2=0.40$). Among these, the local habitat quality had the strongest correlation value (Corr=0.56) (Figure 2 and 3), indicating that the natural enemy community was associated the most with the variables at the field scale. Field farming type was the main driver of this relationship (weight=0.49; $R^2=0.81$) (Table 2), OF being more favorable to natural enemy diversity. In relation to farming type, small fields in which wheat was high and weeds were abundant were also favorable.

Local habitat quality was well-described by its manifest variables ($p=0.79$) (Figure 2). However, it was little affected by its related exogenous variables ($R^2=0.10$). Among these, it



was mainly associated with the farming practice heterogeneity (Corr=-0.30). More precisely, compared to conventional fields, organic fields were overall more associated with landscapes presenting a high proportion and an aggregated configuration of OF ($R^2=0.81$ and 0.72 respectively) and organic perennial crops ($R^2=0.73$ and 0.79 respectively) (Table 2).

To a lesser extent than local habitat quality, land cover heterogeneity had an effect on natural enemy diversity (Corr=0.24) (Figure 2), mainly through hedgerow length (weight=0.62; $R^2=0.90$) and grain (weight=0.43; $R^2=0.82$) (Table 2). Natural enemy diversity was higher in landscapes presenting a dense and fine grain hedgerow network. The farming practices implemented in the surrounding landscape had no direct effect on natural enemies, in terms of both composition and configuration (Corr=0.03) (Figure 2). However, the model showed an indirect effect of farming practice heterogeneity on natural enemies, via the local habitat quality (Figure 3).

Table III.2. Coefficients obtained for each manifest variable of the PLS-path model linking natural enemy abundance and three associated latent variables. Weight and R^2 values come from regressions. Variables with a negative transformation are indicated as “-(variable)”. Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

MANIFEST VARIABLES	BLOCKS	WEIGHTS	R^2
Hedge length	Land cover heterogeneity	0.62	0.90
-(Hedge grain)	Land cover heterogeneity	0.43	0.82
Cf. farmland	Land cover heterogeneity	0.08	0.09
-(% farmland OF)	Practice heterogeneity	0.22	0.81
% farmland CF	Practice heterogeneity	0.20	0.76
% winter crops CF	Practice heterogeneity	0.13	0.51
-(% perennial crops OF)	Practice heterogeneity	0.16	0.73
-(Cf. farmland OF)	Practice heterogeneity	0.21	0.72
Cf. winter crops CF	Practice heterogeneity	0.10	0.51
-(Cf. perennial crops OF)	Practice heterogeneity	0.17	0.79
OF/CF	Local habitat quality	0.49	0.81
Wheat height	Local habitat quality	0.37	0.33
% weeds	Local habitat quality	0.26	0.53
-(Field surface)	Local habitat quality	0.28	0.31
Ladybird ab.	Natural enemy diversity	0.75	0.60
Carabid ab.	Natural enemy diversity	0.29	0.18
Parasitoid ab.	Natural enemy diversity	0.55	0.30

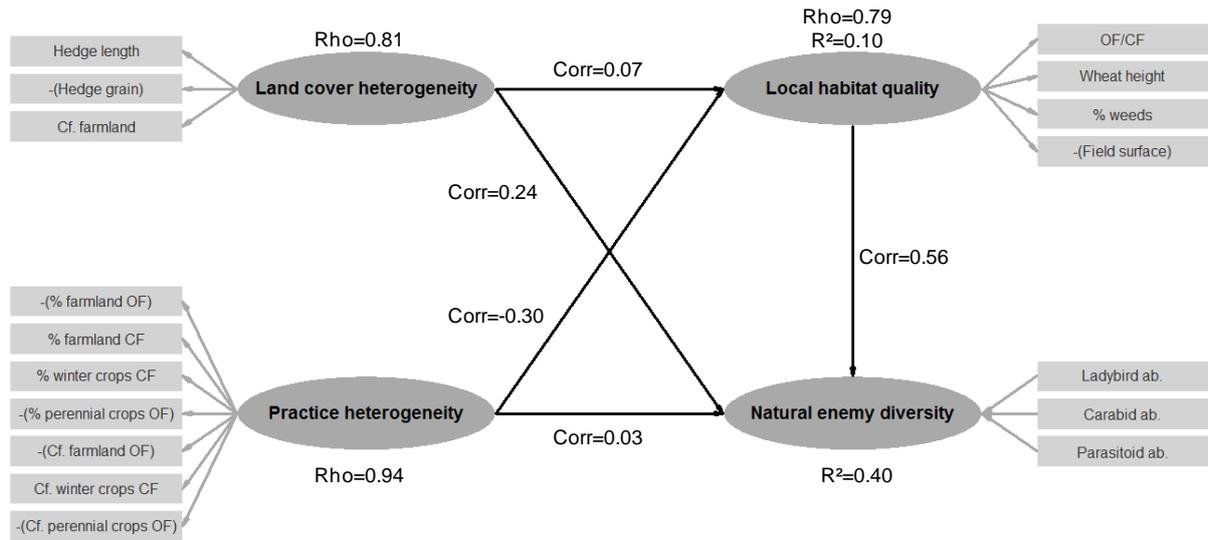


Figure III.2. PLS-path model describing the relationships between natural enemy diversity related to their abundance and its three associated latent variables: land cover heterogeneity, practice heterogeneity and local habitat quality. Corr is the correlation value (path effect) between two latent variables; Rho is the Dillion-Goldstein's coefficient of each latent variable; R² is the regression coefficient between an endogenous latent variable and its related exogenous latent variables. Variables with a negative transformation are indicated as "1-(variable)". Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

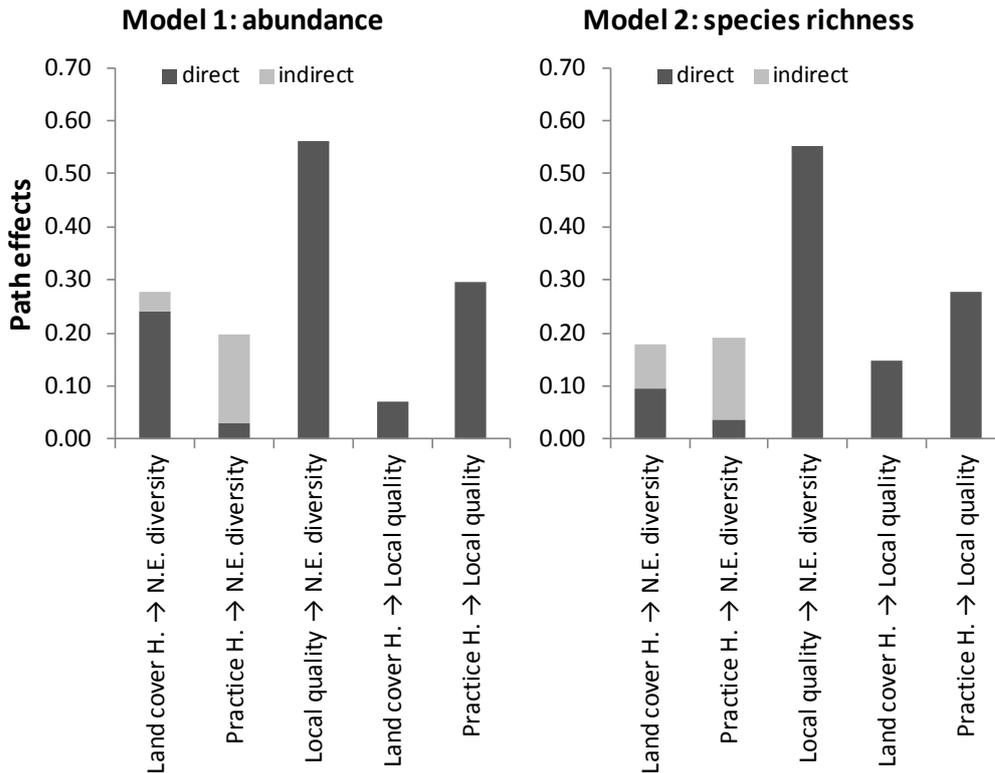


Figure III.3. Path effects measured between the 2 endogenous variables, natural enemy diversity (N.E. diversity) and local field quality (Field quality), and their respective related exogenous variables, land cover heterogeneity (Land cover H.), farming practice heterogeneity (Practice H.) and local field quality. Direct and indirect path effects are given, based on natural enemy abundance for the first model, and natural enemy species richness for the second model.

3.3. Effects of farming practices on the species richness of natural enemies

The goodness of fit associated to the second PLS-path model was 0.35. Results of cross-loadings indicated that the four blocks were also well constructed (Appendix G). Once again, the bootstrapping procedure highlighted a limited predictive accuracy of the model (Appendix H).

In the second PLS-path model, the natural enemy diversity was mainly represented by the species richness of carabid beetles (Table 3), indicating that most of species richness variations were due to this group. As in the first model, it was quite well-described by its three latent variables, land cover heterogeneity, farming practice heterogeneity and local habitat quality ($R^2=0.35$) (Figure 4). Local habitat quality still had the strongest correlation value ($\text{Corr}=0.55$), mainly due to the positive effect of OF (weight=0.46; $R^2=0.83$) (Table 3). In this model, local habitat quality was also well-described by its manifest variables ($\rho=0.84$) and essentially associated to the farming practice heterogeneity ($\text{Corr}=-0.28$) (Figure 4). Land cover and farming practice composition and organization did not directly affect the natural



enemy species richness (Corr=0.10 and -0.04 respectively). Yet, the model showed an indirect effect of farming practice heterogeneity on natural enemies (Figure 3).

Table III.3. Coefficients obtained for each manifest variable of the PLS-path model linking natural enemy species richness and three associated latent variables. Weight and R² values come from regressions. Variables with a negative transformation are indicated as “-(variable)”. Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

MANIFEST VARIABLES	BLOCKS	WEIGHTS	R²
% farmland	Land cover heterogeneity	0.11	0.45
% woodland	Land cover heterogeneity	0.20	0.63
Cf. woodland	Land cover heterogeneity	0.57	0.89
Cf. farmland	Land cover heterogeneity	0.32	0.48
-(% farmland OF)	Practice heterogeneity	0.15	0.79
% farmland CF	Practice heterogeneity	0.15	0.61
% winter crops CF	Practice heterogeneity	0.10	0.26
-(% spring crops OF)	Practice heterogeneity	0.19	0.51
-(% perennial crops OF)	Practice heterogeneity	0.04	0.24
-(Cf. farmland OF)	Practice heterogeneity	0.26	0.84
-(Cf. winter crops OF)	Practice heterogeneity	0.17	0.24
-(Cf. spring crops OF)	Practice heterogeneity	0.22	0.51
-(Cf. perennial crops OF)	Practice heterogeneity	0.10	0.39
OF/CF	Local habitat quality	0.46	0.83
% weeds	Local habitat quality	0.47	0.78
-(Field surface)	Local habitat quality	0.29	0.32
Ladybird SR	Natural enemy diversity	0.01	0.21
Carabid SR	Natural enemy diversity	0.87	0.86
Parasitoid SR	Natural enemy diversity	0.38	0.26

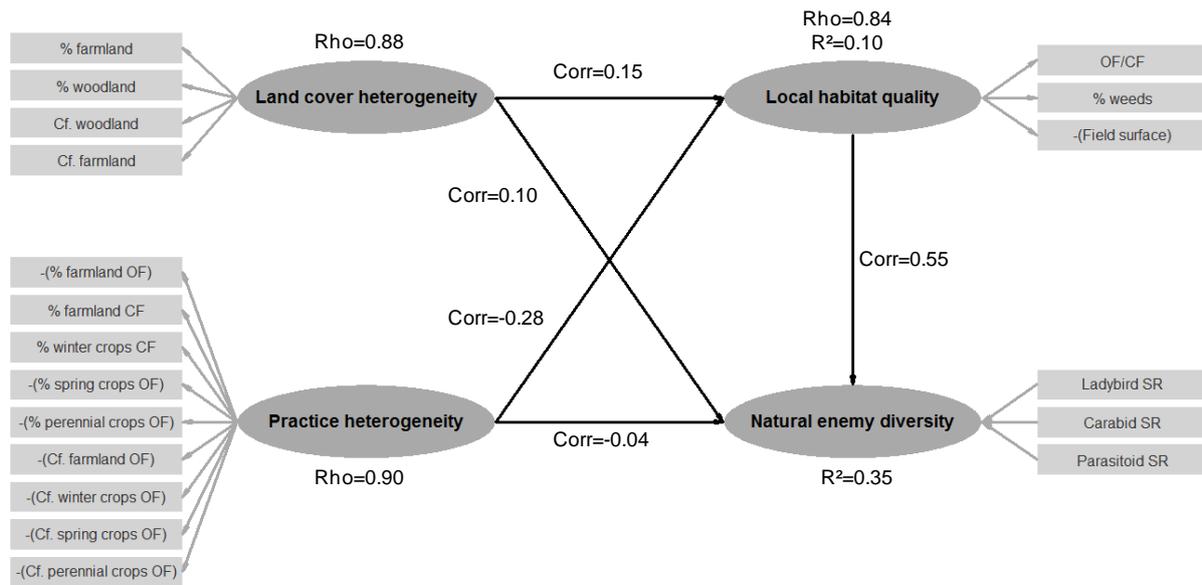


Figure III.4. PLS-path model describing the relationships between natural enemy diversity related to their specie richness and its three associated latent variables: land cover heterogeneity, practice heterogeneity and local habitat quality. Corr is the correlation value between two latent variables; Rho is the Dillon-Goldstein’s coefficient of each latent variable; R² is the regression coefficient between an endogenous latent variable and its related exogenous latent variables. Variables with a negative transformation are indicated as “1-(variable)”. Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

4. DISCUSSION

4.1. Relative importance of farming practices at the landscape and field scales for natural enemy diversity

The models showed that abundance and species richness of ladybirds, carabid beetles and parasitoids were affected by farming practices implemented at the field scale but not by the amount or spatial organization of farming practices implemented in the surrounding landscape. This result does not match with studies that previously highlighted the positive effects of large area under OF on various taxa, including arthropods natural enemies. For instance, Gabriel *et al.* (2010) found a positive effect of “hotspots”, *i.e.* landscapes of 10km² with a high proportion of OF, on the abundance of epigeal arthropods. We measured landscape metrics at only one spatial scale (500m), which probably gave a biased vision of farming practice composition and configuration, because of the high sensitivity of landscape metrics to map extent (Saura and Martinez-Millan, 2001; Wu, 2004). The chosen scale is consistent with carabid beetles’ dispersal abilities (Aviron *et al.*, 2005) but less with those of the two other species groups, which have been shown to respond to landscape features at scales of several kilometers for parasitoids (Thies *et al.*, 2005) and a few tens of meters for ladybirds (With *et al.*, 2002). The description of farming practices at different and larger spatial scales could highlight effects not observed in this study but

requiring maps covering larger areas. The fact that area under OF at the landscape scale showed little effect could also be because this parameter shows too little contrast from one studied landscape to another. Compared to other studies (Holzschuh *et al.*, 2008; Gabriel *et al.*, 2010), our gradient of OF proportion was large (from 3% to 38%) but the criteria used for the selection of study sites, especially concerning semi-natural elements, can have ruled out landscapes with a higher amount of OF. In fact, it is known that organic farms are generally located in heterogeneous and diversified landscapes (Norton *et al.*, 2009). Moreover, in our landscapes, OF and CF were probably not characterized by highly contrasted farming practices. We highlighted in a previous study the similarity between some OF and CF practice strategies implemented on winter wheat crops, underlying that the usual dichotomy is not always meaningful for natural enemies (Puech *et al.*, 2014a). Actually, considering more detailed farming practices would probably have provided a better description of landscape farming practices for the species groups studied (see below).

Despite the sampling design placing pairs of organic and conventional fields along the landscape gradient of organic areas, we showed that organic fields were more surrounded than conventional fields by other organic fields, especially by organic perennial crops (mainly grassland). This result shows that the effect of local farming type is probably related to the farming practices in the surrounding landscape. It suggests a potential indirect effect of farming practice composition at landscape scale on natural enemy diversity, and underlines the interdependency of parameters measured at different spatial scales (Wu, 2004). This spatial aggregation of organic fields can be explained by two sociological phenomena. First, it must be related to the spatial organization of farms, mainly of concentric type in the study area (Thenail and Baudry, 2004). Secondly, Gabriel *et al.* (2009) showed that organic farms tend to aggregate, mainly because a farmer is more likely to convert to OF if other farmers in the neighboring area have already converted.

Habitat quality at field scale was the main driver of natural enemy diversity, and was higher in small organic fields with high wheat and large weeds covering. The positive local effects of OF on arthropods natural enemies has already often been demonstrated (Pfiffner and Niggli, 1996; Reddersen, 1997; Krauss *et al.*, 2011), even if results vary (Bengtsson *et al.*, 2005; Fuller *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Organic farmers implement assemblages of practices which are generally less disruptive than those of conventional farmers, especially because of the lack of synthetic pesticides (Zehnder *et al.*, 2007). In our study, these practices were associated to a more abundant and diversified vegetation (due to weeds and wheat), creating a favorable microclimate and offering resources (e.g. alternative food) to insects (Ali and Reagan, 1985; Landis *et al.*, 2000; Langellotto and Denno, 2004). Our model also indicated that natural enemy diversity was higher in small fields. This effect is probably due to the accrued proximity of favorable field edges, such as hedgerows or grass strips, compared to large fields (Bianchi *et al.*, 2006).



4.2. Relative importance of farming practices and semi-natural elements for natural enemy diversity

To a lower extent than local habitat quality, natural enemy abundance was also enhanced by land cover heterogeneity related to hedgerow length and grain. Even though we attempted to minimize variations of semi-natural elements between studied landscapes, abundances of natural enemies were higher in fields surrounded by a long and spatially complex hedgerow network. This result may also be due to the composition and configuration of hedgerows observable beyond 500m, but not controlled for in the study design. A fine-scale analysis of the relationship between scale and landscape metrics could help understanding how landscapes are organized (Wu, 2004). The beneficial effects of hedgerows for arthropods have already largely been demonstrated (Baudry *et al.*, 2000; Bianchi *et al.*, 2006). As other non-cultivated habitats, hedgerows act as biodiversity reservoirs used by species to take refuge, feed, reproduce, overwinter and disperse at different moments of their life cycle (Dennis and Fry, 1992; Burel, 1996; Thies and Tscharncke, 1999). Our results are consistent with the literature since a long and complex hedgerow network increases the quantity and proximity of favorable habitats at landscape scale. Natural enemy species richness, mainly related to carabid beetles, was not affected by characteristics of the hedgerow network. This is consistent with studies conducted in the same region that showed that variation in hedgerow density affects the carabid beetle community composition (species are replaced by other species) but not species richness per se (Burel *et al.*, 1998; Burel *et al.*, 2004).

Our results suggest that, at the landscape scale, the presence of semi-natural elements is a more important factor in explaining natural enemy diversity than farming practices. This result can be related to the region in which this study was conducted. Indeed, Brittany is composed of hedgerow network landscapes, characterized by a high proportion of crop livestock farms with most fields (mainly grassland and cereal crops) surrounded by hedgerows (Burel and Baudry, 1990). In spite of the transformations related to farming intensification that occurred in these landscapes during the 20th century (increase of field sizes, removal of hedgerows, ploughing of permanent grassland), they are still recognized as complex landscapes with a high spatial and temporal heterogeneity (Vasseur *et al.*, 2013). However, some authors showed that in such landscapes, the positive effects of OF are not as clear as in more open and simple areas (Tscharncke *et al.*, 2005; Rundlöf and Smith, 2006), because complexity increases the biodiversity level in all fields. Even though we found a strong local positive effect of organic practices, this phenomenon could explain why a higher proportion of OF does not make landscapes more attractive for natural enemies.

These results are part of the land sparing vs. land sharing debate developed by Green *et al.* (2005), which questions whether biodiversity should be managed on agricultural land under a “wildlife-friendly farming” system, or on separate areas free from human activities. To answer this question, they look at which extent a reduction of farming intensity leads to the increase in a species population size, and argue that results are context-dependent



(Hodgson *et al.*, 2010; Phalan *et al.*, 2011). In our study, a strong reduction in farming intensity at the landscape scale provided by a high proportion of OF did not increase species diversity, suggesting that land sparing would be the most adapted configuration, as proposed by Gabriel *et al.* (2009). On the other hand, we can also consider that implementing organic farming practices at field scale is already a way of sharing land.

4.3. Describing and analyzing the effects of landscape farming practices in complex agro-ecosystems

Our study highlights two methodological issues for the agro-ecological characterization of landscapes. The first difficulty comes from the description of landscapes through farming practices. Even though we considered winter and spring crops separately, we simplified the description of farming practices by using the OF vs. CF dichotomy, as in many other studies (Chamberlain, 1999; Clough *et al.*, 2007; Holzschuh *et al.*, 2008; MacFadyen *et al.*, 2009). However, a more detailed description of farming practices could have given a finer and more relevant analysis of their effects on natural enemies (Gosme *et al.*, 2012; Puech *et al.*, 2014a). Mapping detailed farming practices raises, however, methodological problems because i) it cannot be achieved precisely with remote sensing because of their “invisibility” (Vasseur *et al.*, 2013), ii) it requires interviewing a very large number of farmers, which is time-consuming and hardly feasible on large areas. The second difficulty is related to the construction of landscape gradients in order to test specific hypotheses at the landscape scale. In this study, we aimed at minimizing variations of the amount of semi-natural elements between landscapes because most of all we wanted to investigate the role of farming practices. We selected landscapes using a low resolution map covering a large extent, but the final fine resolution land-cover mapping revealed that the variation in semi-natural elements proportions was larger than expected. A major problem when mapping landscapes is obtaining high-resolution images covering large areas. Important advances have been made in remote-sensing technologies but data are still expensive and subject to errors (Groom *et al.*, 2006; Shao and Wu, 2008). Otherwise, our results show that it is difficult to completely control for the characteristics of landscapes because they are highly structured, potentially creating strong associations between elements (Dufлот, 2013). Indeed, the landscapes studied here were characterized by an aggregation of organic fields, influenced by social processes. This kind of pattern makes it difficult to analyze the effects of individual parameters.

The few studies using PLS-PM for analyzing biological data mainly focused on agronomic and epidemiologic issues (Burie *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2011; Calonnec *et al.*, 2013). PLS-PM presents strong advantages as it helps in disentangling and understanding complex direct and indirect interrelationships occurring in some systems, allowing a global and synthetic view on their functioning. This method can be used to both explore and predict data and it combines strong advantages, including the handling of correlated variables, the lack of strict requirements regarding data distributions, and the possibility to

correctly analyze small samples (Tenenhaus *et al.*, 2005; Esposito Vinzi *et al.*, 2010; Sanchez, 2013b). Latent variables allow to investigate the effects of theoretical concepts that cannot be measured directly. Finally, path-diagrams from PLS-PM provide a synthetic and visual representation of the studied systems, which can be easily discussed. For all these reasons, PLS-PM seemed us to be quite suitable for the analysis of agro-ecological data at landscape scale. The high flexibility of PLS-PM allowed us to model all the potential relationships occurring in agro-ecosystems and globally apprehend their complexity. We did not need to face problems related to the strong correlations usually observed when studying ecological data at the landscape scale with classical linear regression (Jongman *et al.*, 1995). Moreover, as other statistical approaches such as Bayesian modeling or AIC comparisons, PLS-PM allowed us to escape the problems related to the use of a significance threshold in scientific research (Johnson, 2013). However, the construction of a PLS-Path model is not simple since it relies on a good knowledge of the functioning of the system studied. The relevance of both the outer and inner models are important and can strongly affect the global robustness of the results (Sanchez, 2013b). Choices have sometimes to be done with a part of subjectivity and some adjustments are needed, especially concerning the nature and sense of relationships between latent variables. Setting the loading threshold used for the selection of manifest variables also requires compromises affecting the final quality of models. The evaluation of the robustness of the models showed that they were overall less reliable than those already established in other disciplines, particularly concerning the amount of variance explained in the endogenous variables (Rabl and Köhlmann, 2008; Burie *et al.*, 2011), and the predictive accuracy of both models. However, we obtained R^2 values similar to other authors (Liu *et al.*, 2011). We argue that our models were sufficiently good to discuss results and draw conclusions, especially regarding the difficulties generally encountered by ecologists in building models well-fitting their data (Nally, 2000). Thus, we obtained R^2 values matching those usually obtained in ecological studies with other statistical methods. We finally recommend the use of PLS-PM for analyzing ecological data, especially at landscape level, to improve the understanding of complex multivariate systems. To get more insight the evaluation of this method, a deeper analysis of its advantages and drawbacks would be highly interesting, especially compared with other recent innovating approaches such as Bayesian modeling. However, we argue that PLSPM may not be a competitive but rather a complementary approach to analyze agro-ecological data at the landscape scale.

5. CONCLUSION

This study showed that the abundance and species richness of ladybirds, carabid beetles and parasitoids were mainly enhanced by the organic farming practices implemented at the field scale, in hedgerow network landscapes. The effects of the surrounding environment were low and mainly related to the length and configuration of the hedgerow network. These results open up avenues for the development of OF and for the design of agricultural landscapes providing environmental, social and economic functions



(Lovell and Johnston, 2009). We suggest that enhancing the diversity of natural enemies in hedgerow network landscapes could be achieved without a specific design of organic fields, since the aggregation of organic areas did not directly affect natural enemy diversity. However, OF seems to be an efficient way to enhance biological control at the field scale.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

C.P. has a PhD grant from INRA and the Brittany Region. Funding for field work was provided by the ANR Landscaphid project and the Zone Atelier Armorique. We thank students (M. Poupelin, E. Cabon, M. Le Danvic, L. Meneau, Z. Mallet and E. Lalechere) for field assistance. We thank the farmers who gave permission to sample in their fields and who answered our questions. We thank G. Sanchez for his advice on models construction. S.P. acknowledges the INRA metaprogram “Sustainable Management of Crop Health” for funding the COPACABANA project. We finally thank S. Baudry for English editing.

7. AUTHOR CONTRIBUTIONS

All authors contributed extensively to the work presented in this paper. Stéphanie Aviron and Jacques Baudry supervised the study. Camille Puech, Stéphanie Aviron and Jacques Baudry developed the scientific question, the field methodology and led an interpretation of the results. Camille Puech conducted the field work. Sylvain Poggi propounded the use of the PLS-PM approach and supervised the design of the model as well as the statistical analyses. Camille Puech drafted the manuscript, which was revised by all authors. All authors read and approved the final manuscript.

Chapitre IV

La diversité des pratiques agricoles à l'échelle du paysage a-t-elle un effet sur les ennemis naturels?





La diversité des pratiques agricoles à l'échelle du paysage a-t-elle un effet sur les ennemis naturels?

Résumé

Les pratiques réalisées par les agriculteurs sont à l'origine d'une forme particulière d'hétérogénéité paysagère, liée à la diversité des rotations pluriannuelles et des itinéraires techniques. Des travaux réalisés en écologie du paysage ont montré que la nature et l'organisation de la matrice agricole sont susceptibles d'avoir un impact fort sur la biodiversité, au même titre que les éléments semi-naturels. Un effet positif des paysages présentant de larges surfaces en AB a ainsi été mis en évidence, mais la diversité des pratiques agricoles n'a encore jamais été considérée à un niveau plus fin. L'objectif de ce chapitre est d'analyser l'effet de l'hétérogénéité des pratiques agricoles sur l'abondance et la richesse spécifique des coccinelles, des carabes et des parasitoïdes, en prenant en compte i) une description fine de la diversité des pratiques, et ii) leur composition et leur configuration. Pour répondre à cet enjeu, nous avons utilisé les données récoltées dans les 20 paires de parcelles en AB et en AC de la première année d'échantillonnage. Des Analyses Factorielles Multiples réalisées sur les pratiques agricoles nous ont permis de mettre en évidence et de caractériser huit grandes stratégies de pratiques, soulignant l'existence d'une véritable forme d'hétérogénéité paysagère liée aux pratiques agricoles. Ces stratégies se différencient par la date de semis, l'utilisation de pesticides et le travail du sol. Grâce à des modèles mixtes, nous avons montré que l'étendue et l'accessibilité de certaines stratégies de pratiques peuvent avoir un effet négatif ou positif sur les ennemis naturels. Ainsi, la richesse spécifique des carabes est réduite par les cultures de printemps caractérisées par une utilisation fréquente de pesticides chimiques, tandis que la richesse spécifique des parasitoïdes est favorisée par les cultures d'automne caractérisées par une faible utilisation de pesticides chimiques, une fertilisation organique et un travail du sol fréquent. Bien que les effets de l'hétérogénéité des pratiques agricoles sur les ennemis naturels soient assez peu marqués (ils ne concernent que deux stratégies), ces résultats montrent la pertinence d'aller au-delà de la dichotomie AB vs. AC pour comprendre le fonctionnement des agro-écosystèmes et développer une gestion des pratiques agricoles à l'échelle du paysage favorable aux ennemis naturels. Les trois groupes d'insectes étudiés ayant présenté des réponses contrastées, ils soulignent également la nécessité de considérer les communautés d'auxiliaires dans leur ensemble pour bien appréhender la complexité de leur fonctionnement.

Mots clés

Stratégies de pratiques; hétérogénéité; composition ; configuration ; coccinelles; carabes; parasitoïdes; analyses factorielles multiples



1. INTRODUCTION

De nombreux chercheurs se sont intéressés aux effets de l'hétérogénéité des paysages sur la biodiversité, mettant en relief un effet positif des paysages hétérogènes sur l'abondance et la richesse spécifique des espèces vivant dans les agro-écosystèmes (Benton *et al.*, 2003; Fahrig *et al.*, 2011). Cependant, ces résultats sont majoritairement centrés sur les éléments semi-naturels, puisque les parcelles cultivées n'ont pendant longtemps pas été considérées en tant qu'habitat pour la biodiversité sauvage, mais plutôt comme une matrice agricole hostile soumise à de nombreuses perturbations anthropiques (Bianchi *et al.*, 2006). Cette séparation entre « terres de production » et « terres de conservation » a limité la compréhension des processus écologiques se déroulant dans les paysages agricoles (Fahrig *et al.*, 2011; Vasseur *et al.*, 2013). Les zones cultivées sont maintenant de plus en plus reconnues comme des habitats à part entière pour de nombreuses espèces (Westphal *et al.*, 2003; Fahrig, 2007; Jules and Shahani, 2009), et même comme des éléments indispensables à la réalisation du cycle de vie de certaines (plusieurs espèces de carabes hivernent par exemple sous forme de larve dans le sol des parcelles (Holland and Luff, 2000)). En conséquence, au même titre que les éléments semi-naturels, la nature, la diversité et la configuration des cultures sont susceptibles d'affecter la composition des communautés ainsi que leur dispersion à l'échelle des paysages (Millán de la Peña *et al.*, 2003; Cosentino *et al.*, 2011).

Au-delà de la nature et de l'arrangement spatial des cultures, les pratiques agricoles sont à l'origine d'une forme particulière d'hétérogénéité, appelée « hétérogénéité cachée » car non visible à l'œil nu (Vasseur *et al.*, 2013). Ainsi, les agriculteurs réalisent une diversité de rotations pluriannuelles et d'itinéraires techniques qui peuvent considérablement modifier les conditions d'habitat d'une parcelle. Quelques études ont traité cette problématique et ont montré que des paysages contenant des surfaces importantes en AB présentent une biodiversité plus importante (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010; Gosme *et al.*, 2012). Cependant, ces études présentent deux limites. Premièrement, elles ne tiennent pas compte de la configuration des pratiques, qui est une composante importante de l'hétérogénéité paysagère pouvant affecter la biodiversité (Concepcion *et al.*, 2008; Dufлот, 2013; Rusch *et al.*, 2013). Ainsi, on peut supposer que l'importante accessibilité d'une tache de pratiques favorables aura un effet positif sur les communautés d'auxiliaires puisqu'ils pourront facilement s'y réfugier. Cette accessibilité peut être le résultat d'une forte fragmentation de l'habitat considéré, caractérisée par une multiplication du nombre de taches et une diminution globale de leur éloignement (on parle ici de fragmentation *per se*, c'est-à-dire sans diminution de la surface totale de l'habitat) (Fahrig, 2003). Deuxièmement, les études décrivant les pratiques à l'échelle du paysage se limitent à la dichotomie AB vs. AC. Ainsi, la diversité des pratiques réalisées dans les paysages n'a encore jamais été intégrée dans la description de leur hétérogénéité, probablement en raison des difficultés méthodologiques que cela implique. Une connaissance fine des pratiques à large échelle nécessite en effet d'enquêter de nombreux



agriculteurs. Nous avons montré dans le chapitre II qu'une large gamme de stratégies de pratique peut exister en AB comme en AC. Cette diversité a du sens pour les ennemis naturels puisqu'ils ne répondent pas de la même façon aux différentes pratiques/stratégies identifiées (Puech *et al.*, 2014a). Cette analyse n'a porté que sur le blé d'hiver, mais on peut supposer qu'une telle diversité de pratique existe pour les autres cultures présentes dans le paysage, en particulier le maïs et les prairies qui y sont dominants.

Considérer la diversité des pratiques à l'échelle du paysage présente un intérêt scientifique fort puisque cela devrait aboutir à une compréhension plus fine des paramètres affectant la diversité des insectes auxiliaires, et a fortiori le service de contrôle biologique qu'ils peuvent potentiellement rendre. En termes de gestion des agro-écosystèmes, cela peut également aboutir à des applications concrètes quant à la nature et à l'organisation des systèmes agricoles. Ainsi, l'identification de stratégies de pratiques favorables aux insectes auxiliaires pourrait permettre de développer des leviers d'actions plus ciblés et donc plus efficaces que ceux fournis par les études opposant l'AB à l'AC. La modification de quelques pratiques clés plutôt qu'une conversion complète au cahier des charges de l'AB pourrait ainsi résulter en une modification significative des communautés d'auxiliaires tout en laissant de la flexibilité aux agriculteurs et en évitant de stigmatiser les pratiques conventionnelles. Une modification des pratiques à l'échelle du paysage peut être envisagée au niveau de l'exploitation agricole, ou à plus large échelle grâce aux organisations d'agriculteurs ou à des décisions politiques propres aux communes/communautés de communes.

L'objectif de ce chapitre est d'analyser l'effet de l'hétérogénéité des pratiques agricoles sur l'abondance et la richesse spécifique des coccinelles, des carabes et des parasitoïdes, en prenant en compte i) une description fine de la diversité des pratiques, et ii) leur composition et leur configuration. Les résultats devraient permettre une analyse plus précise des effets des pratiques paysagères sur les ennemis naturels que ceux décrits dans la littérature et dans les chapitres précédents, soulignant l'importance de certaines stratégies de pratiques non détectées par la dichotomie AB vs. AC. La première hypothèse est qu'il existe une diversité de pratiques pour l'ensemble des cultures de la zone d'étude et que certaines stratégies sont plus favorables aux insectes auxiliaires que les autres. La deuxième hypothèse est que l'abondance et la richesse spécifique des insectes auxiliaires est plus importante dans les paysages présentant une forte proportion et une forte accessibilité (fragmentation) des stratégies de pratiques les plus extensives.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Site d'étude

La diversité des pratiques à l'échelle du paysage a été décrite dans un rayon de 250m autour des 40 parcelles de blé d'hiver échantillonnées en 2012 en Ille et Vilaine sud (cf. chapitre I). L'étendue a été limitée à 250m pour que le nombre d'agriculteurs à contacter



reste réaliste. Considérer une plus large étendue spatiale aurait été très coûteux en temps et aurait probablement conduit à un nombre trop important de données manquantes.

2.2. Recueil des pratiques agricoles

Cent dix sept agriculteurs ont été contactés par téléphone pour répondre à des questions concernant leurs pratiques agricoles (cf. chapitre I). Au total, les pratiques ont pu être renseignées pour 83% de la surface des terres cultivées dans les paysages considérés, mais avec une variabilité importante entre les paysages (minimum : 34% ; maximum : 100% ; moyenne \pm ET : $83\pm 17\%$). Tous les paysages ont malgré tout été conservés dans les analyses, sans considérer les données manquantes.

2.3. Echantillonnage des insectes auxiliaires

Les insectes ont été échantillonnés d'avril à juillet 2012, les coccinelles à l'aide de filets fauchoirs, les carabes à l'aide de pots Barber, et les parasitoïdes en récoltant les momies (cf. chapitre I). Pour chaque parcelle échantillonnée, la diversité de chaque groupe biologique a été estimée par l'abondance et la richesse spécifique, excepté les coccinelles dont la richesse spécifique ne variait pas suffisamment entre parcelles (seules sept espèces ont été identifiées, dont trois dominantes et présentes dans toutes les parcelles).

2.4. Analyses statistiques

2.4.1. Mise en évidence de la diversité des pratiques agricoles

La diversité des pratiques agricoles a été décrite à l'aide d'Analyses Factorielles Multiples (AFM). Cette méthode est similaire à une Analyse en Composantes Principales (ACP) mais permet de regrouper des variables présentant des caractéristiques communes par blocs, ces blocs ayant le même poids dans l'analyse. Une première analyse préliminaire a été réalisée sur l'ensemble des variables, en les séparant en deux blocs : le travail du sol (présence/absence de labour (LAB) et nombre de passages de travail du sol ou de désherbage mécanique (TS)) et les intrants (nombre de passages d'herbicides (H), de fongicides (F), d'insecticides (I), de fertilisation minérale (FM) et de fertilisation organique (FO)). Cette analyse a permis de mettre en évidence des différences importantes entre les cultures semées à des périodes différentes. Ainsi, trois grands groupes ont été constitués : les cultures semées à l'automne (avoine, blé, colza, épeautre, mélange céréalière, orge, seigle, triticale), les cultures semées au printemps (pomme de terre, chanvre, lin, maïs, orge de printemps, sarrasin, pois, féverole, colza de printemps, betterave) et les cultures pluri-annuelles (prairie, luzerne, miscanthus, verger). Par la suite une AFM a été réalisée pour chacun de ces trois groupes. Les cultures pluri-annuelles n'étant en très grande majorité gérées qu'avec des apports de fertilisation minérale et organique, seules ces deux variables ont été intégrées dans l'analyse (c'est donc une ACP qui a été faite). Des classifications



ascendantes hiérarchiques ont été réalisées sur les trois analyses afin d'identifier des grandes stratégies de pratiques.

2.4.2. Calcul des métriques paysagères

Pour chaque stratégie de pratiques identifiée, une métrique de composition et une métrique de configuration du paysage ont été calculées à l'aide du logiciel Chloé (Boussard and Baudry, 2014). La métrique de composition correspond au pourcentage de la surface occupée par chaque stratégie dans un buffer de 250m autour de chaque parcelle. La métrique de configuration correspond à la longueur d'interface entre chaque stratégie et le reste du paysage. Cette mesure permet de quantifier de façon simple la fragmentation (et donc l'accessibilité) des différentes stratégies de pratiques. On cherche ici à mesurer la fragmentation *per se*, c'est-à-dire sans diminution de la surface totale de la stratégie considérée. Plus l'indice de configuration est élevé, plus la fragmentation de la stratégie de gestion considérée est importante.

2.4.3. Mesure de l'effet des types de stratégies de pratiques sur les ennemis naturels

Les effets des stratégies de pratiques sur les ennemis naturels ont été testés dans des modèles linéaires mixtes en utilisant le package lme4 1.1-5 (Bates *et al.*, 2014). Dans un premier temps, une matrice de corrélation a été construite afin de mesurer les dépendances entre variables explicatives. Si deux variables étaient trop corrélées ($R > 0.70$), seule une d'entre elles a été intégrée dans les modèles (c'est la variable la plus « facile » à interpréter qui a dans ce cas été conservée). Un modèle a été réalisé pour chaque composante de la diversité et chaque groupe biologique étudiés. L'abondance de coccinelles a été modélisée par une loi de Poisson. L'abondance et la richesse spécifique des carabes et des parasitoïdes ont été modélisées par des lois Normales. Dans chaque modèle, un effet aléatoire a été ajouté indiquant que les parcelles étaient organisées en paires. Pour tenir compte de la surdispersion des résidus dans le modèle de l'abondance de coccinelles, un second effet aléatoire a été ajouté au niveau le plus bas (c'est-à-dire en distinguant chaque échantillon statistique) (Lee and Nelder, 2000). Pour chaque modèle, la meilleure combinaison de variables (meilleur modèle) a été identifiée grâce à une méthode d'inférence multi-modèles (Burnham and Anderson, 2004). Les coefficients ont été calculés à partir de ce meilleur modèle, grâce au package MuMIn 1.9.13 (Barton, 2013). Le seuil de significativité a été fixé à $p < 0.05$.



3. RESULTATS

3.1. Diversité des pratiques agricoles dans le paysage

3.1.1. Diversité globale

La première AFM réalisée sur l'ensemble des pratiques agricoles montre clairement une différenciation des parcelles en fonction de la date de semis des cultures (Figure 1a). Les cultures semées à l'automne, dominées par le blé d'hiver, sont caractérisées par la pratique d'un labour (LAB) et une utilisation fréquente d'intrants chimiques (fertilisants minéraux (FM), fongicides (F), insecticides (I) et herbicides (H)) (Figure 1b). Les cultures semées au printemps, dominées par le maïs, sont caractérisées par la pratique d'un labour (LAB) et un travail du sol (TS) important. Les cultures pluri-annuelles, dominées par la prairie, sont caractérisées par un faible nombre d'interventions. La classification ascendante hiérarchique réalisée sur ces mêmes données distingue trois clusters qui correspondent nettement aux trois groupes de cultures en termes de dates de semis (Figure 1c). Pour bien distinguer les différentes stratégies de pratiques réalisées dans les paysages étudiés, la diversité des pratiques a donc par la suite été décrite au sein de chaque groupe de cultures en termes de dates de semis.

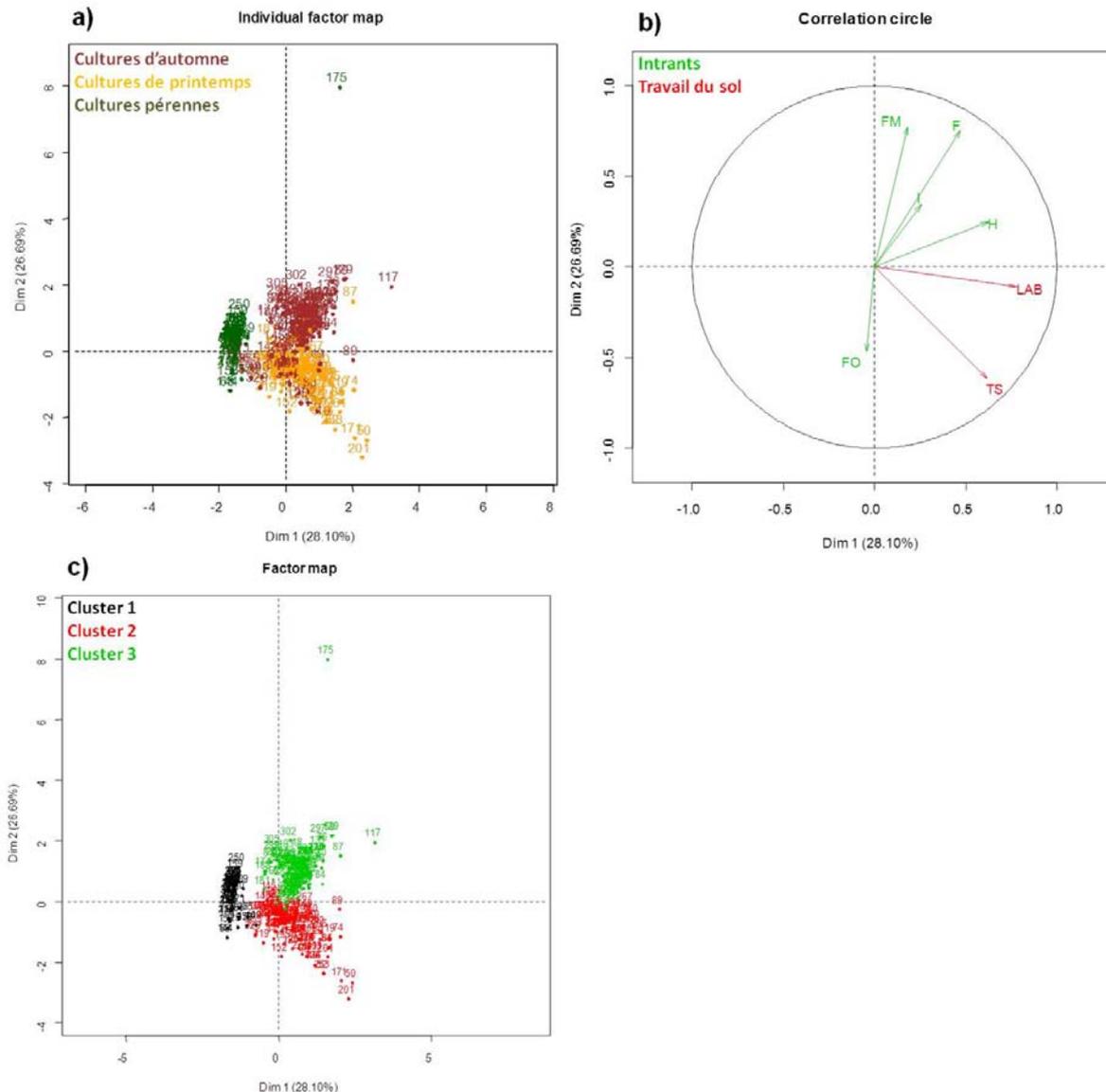


Figure IV.1. Analyse Factorielle Multiple réalisée sur l'ensemble des parcelles, avec a) le plan des individus représentés en fonction de la date de semis (cultures semées à l'automne en marron, cultures semées au printemps en orange et cultures pluri-annuelles en vert), b) le plan des variables, c) le plan des individus représentés en fonction des trois clusters issus d'une classification ascendante hiérarchique. Les pratiques agricoles considérées dans l'analyse sont le labour (LAB), le travail du sol (TS), et le nombre de passages d'herbicides (H), de fongicides (F), d'insecticides (I), de fertilisation minérale (FM) et de fertilisation organique (FO).

3.1.2. Diversité des pratiques au sein des cultures semées à l'automne

Trois grandes stratégies de pratiques ont été identifiées pour la gestion des cultures semées à l'automne (Figure 2a). La première stratégie (stratégie « A1 ») se caractérise par une utilisation fréquente d'intrants chimiques, en particulier d'insecticides (I), et par une



absence de labour (LAB) (Figure 2b). Elle concerne essentiellement des parcelles de blé et de colza (Figure 3a). La deuxième stratégie (stratégie « A2 ») se caractérise par une utilisation fréquente d’herbicides (H), de fongicides (F) et de fertilisation minérale (FM) et par une pratique du labour (LAB). Elle concerne essentiellement des parcelles de blé et d’orge. Enfin, la troisième stratégie (stratégie « A3 ») se caractérise par un travail du sol fréquent (TS), une pratique du labour (LAB) et une utilisation de fertilisants organiques (FO) mais pas d’intrants chimiques. Elle concerne une large diversité de cultures (blé, avoine, mélange céréalier, épeautre, seigle), principalement semées par des exploitants en AB.

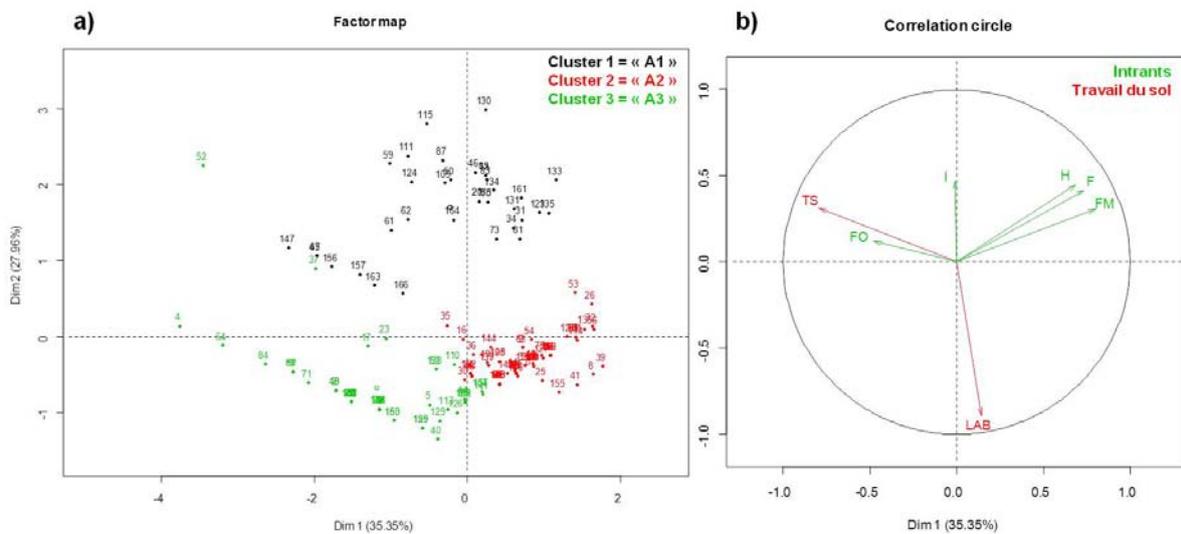


Figure IV.2. Analyse Factorielle Multiple réalisée sur les parcelles semées à l’automne, avec a) le plan des individus représentés en fonction des trois clusters issus d’une classification ascendante hiérarchique, b) le plan des variables. Les pratiques agricoles considérées dans l’analyse sont le labour (LAB), le travail du sol (TS), et le nombre de passages d’herbicides (H), de fongicides (F), d’insecticides (I), de fertilisation minérale (FM) et de fertilisation organique (FO).

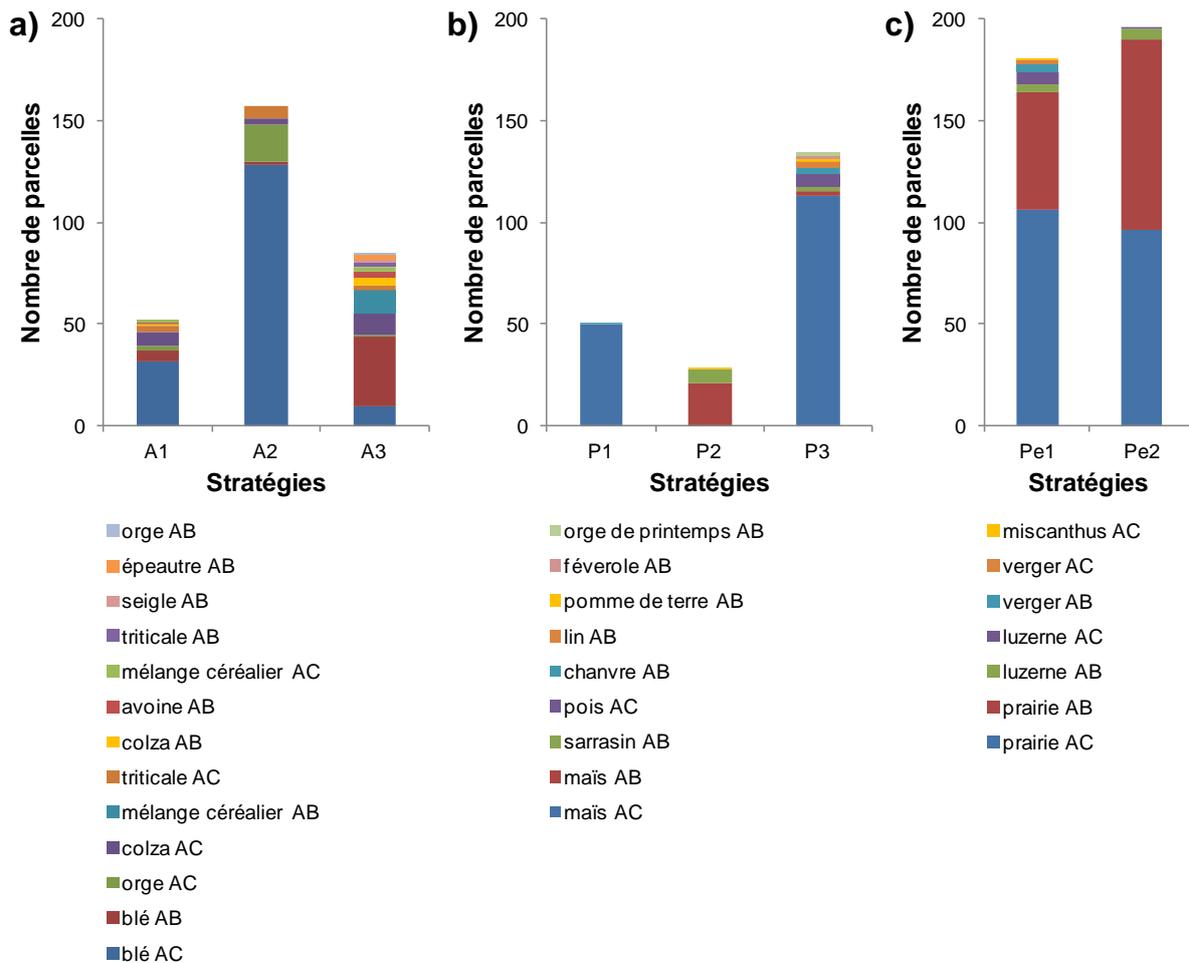


Figure IV.3. Nature et répartition des parcelles au sein de chaque grande stratégie de pratiques identifiée dans les Analyses Factorielles Multiples, a) pour les cultures semées à l'automne (A1, A2, A3), b) pour les cultures semées au printemps (P1, P2, P3) et c) pour les cultures pluri-annuelles (Pe1, Pe2).

3.1.3. Diversité des pratiques au sein des cultures semées au printemps

Trois grandes stratégies de pratiques ont également été identifiées pour la gestion des cultures semées au printemps (Figure 4a). La première (stratégie « P1 ») se caractérise par une utilisation fréquente de fertilisants minéraux (FM) et organiques (FO), d'herbicides (H) et par un faible travail du sol (TS) (Figure 4b). Elle concerne essentiellement des parcelles de maïs (Figure 3b). La deuxième (stratégie « P2 ») se caractérise par une faible utilisation d'intrants mais par un travail du sol (TS) fréquent et une pratique du labour (LAB). Elle concerne essentiellement des parcelles de maïs et de sarrasin semées en AB. Enfin, la troisième stratégie (stratégie « P3 ») se caractérise par une utilisation fréquente de fongicides (F) et d'insecticides (I), une pratique du labour (LAB) mais un travail du sol (TS) assez peu fréquent. Elle concerne essentiellement des parcelles de maïs et de pois.

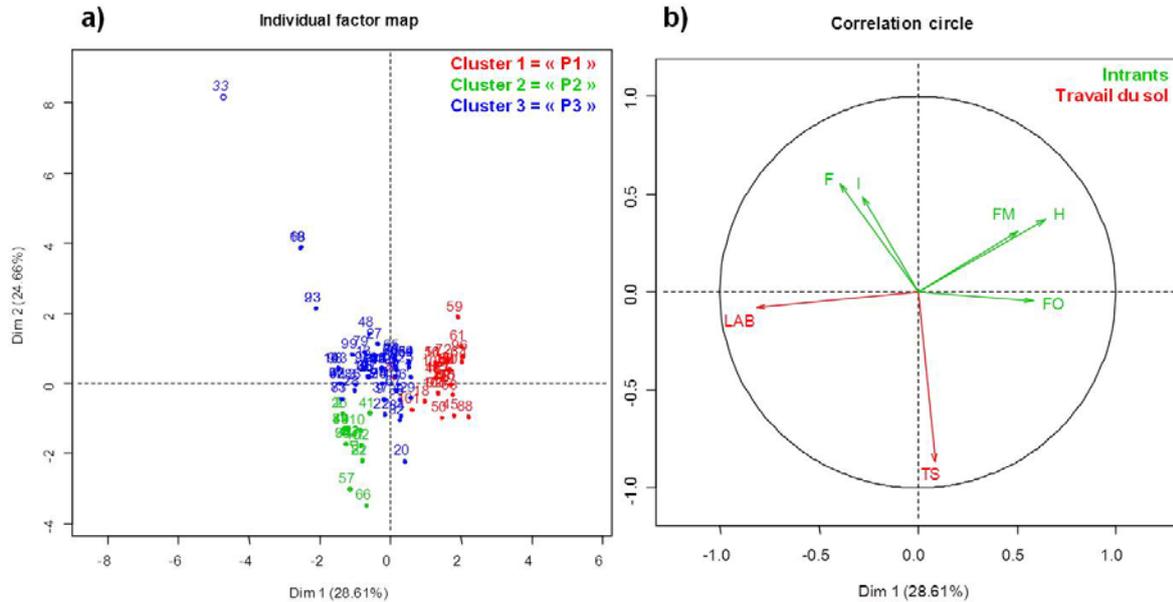


Figure IV.4. Analyse Factorielle Multiple réalisée sur les parcelles semées au printemps, avec a) le plan des individus représentés en fonction des trois clusters issus d'une classification ascendante hiérarchique, b) le plan des variables. L'individu 33 a été placé en individu supplémentaire. Les pratiques agricoles considérées dans l'analyse sont le labour (LAB), le travail du sol (TS), et le nombre de passages d'herbicides (H), de fongicides (F), d'insecticides (I), de fertilisation minérale (FM) et de fertilisation organique (FO).

3.1.4. Diversité des pratiques au sein des cultures pluri-annuelles

Deux grandes stratégies de pratiques ont été identifiées pour la gestion des cultures pluri-annuelles, mais qui sont assez peu discriminées (Figure 5a). Dans la première (stratégie « Pe1 »), les agriculteurs utilisent une majorité de fertilisants minéraux (FM) (Figure 5b). Elle concerne essentiellement des prairies, des luzernes et des vergers (Figure 3c). Dans la deuxième (stratégie « Pe2 »), ils utilisent au contraire une majorité de fertilisants organiques (FO). Elle concerne essentiellement des prairies et des luzernes. Les deux stratégies regroupent des parcelles en AC et en AB.

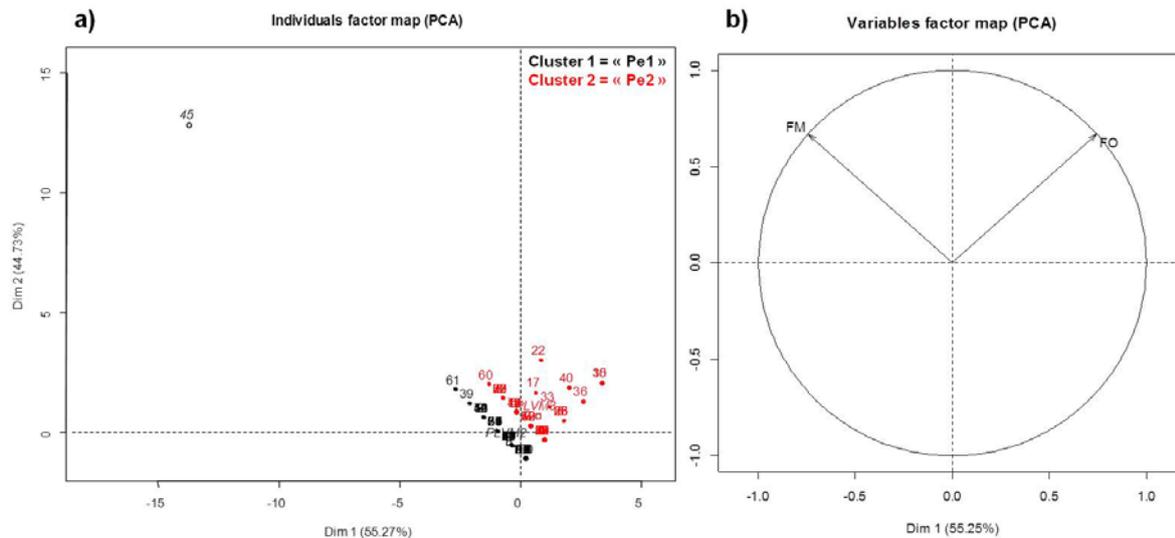


Figure IV.5. Analyse en Composantes Principales réalisée sur les parcelles semées de cultures pluri-annuelles, avec a) le plan des individus représentés en fonction des deux clusters issus d'une classification ascendante hiérarchique, b) le plan des variables. L'individu 45 a été placé en individu supplémentaire. Les pratiques agricoles considérées dans l'analyse sont le nombre de passages de fertilisation minérale (FM) et de fertilisation organique (FO).

3.2. Effets de la diversité des pratiques sur les ennemis naturels

3.2.1. Corrélations entre les métriques paysagères relatives aux pratiques

La matrice de corrélations indique une forte corrélation entre les métriques de composition et de configuration ($R > 0.70$) (Tableau 1). Ainsi, plus une stratégie de pratiques occupe une surface importante dans le paysage, plus sa longueur d'interface avec le paysage environnant est importante (plus elle est fragmentée). Cette relation existe pour les huit stratégies de pratiques considérées. En conséquence, seules les métriques de composition ont été intégrées dans les modèles linéaires.



Tableau IV.1. Matrice de corrélations (R) des variables explicatives mesurant le pourcentage de recouvrement (%) et la fragmentation (Fr) de chaque stratégie de pratiques dans un rayon de 250m autour des parcelles étudiées.

	% A1	% A2	% A3	% P1	% P2	% P3	% Pe1	% Pe2	Fr A1	Fr A2	Fr A3	Fr P1	Fr P2	Fr P3	Fr Pe1	Fr Pe2
% A1	1.00															
% A2	-0.02	1.00														
% A3	-0.33	-0.08	1.00													
% P1	0.07	-0.14	-0.16	1.00												
% P2	-0.18	-0.03	0.06	-0.10	1.00											
% P3	0.04	0.09	-0.13	-0.09	-0.04	1.00										
% Pe1	-0.23	-0.42	0.05	0.04	0.17	-0.06	1.00									
% Pe2	-0.07	-0.18	-0.18	-0.28	0.10	0.01	-0.13	1.00								
Fr A1	0.93	-0.08	-0.29	0.20	-0.17	-0.04	-0.15	-0.07	1.00							
Fr A2	-0.06	0.94	-0.13	-0.09	-0.02	0.17	-0.44	-0.17	-0.11	1.00						
Fr A3	-0.37	-0.11	0.95	-0.12	0.16	-0.19	0.05	-0.26	-0.34	-0.15	1.00					
Fr P1	0.09	-0.18	-0.15	0.98	-0.03	-0.01	0.07	-0.24	0.20	-0.12	-0.10	1.00				
Fr P2	-0.21	-0.06	0.07	-0.14	0.94	-0.14	0.19	0.05	-0.21	-0.05	0.17	-0.07	1.00			
Fr P3	-0.11	0.15	0.03	-0.05	-0.09	0.88	-0.05	-0.10	-0.14	0.23	-0.03	-0.01	-0.12	1.00		
Fr Pe1	-0.20	-0.40	0.14	0.09	0.17	-0.19	0.87	-0.26	-0.11	-0.45	0.17	0.11	0.22	-0.18	1.00	
Fr Pe2	-0.10	-0.10	-0.20	-0.30	0.21	-0.06	-0.18	0.85	-0.10	-0.06	-0.20	-0.29	0.18	-0.10	-0.29	1.00

3.2.2. Effets des stratégies de pratiques sur la diversité des ennemis naturels

Les modèles testant les effets des stratégies de pratiques sur l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels n'ont mis en évidence l'effet significatif que de deux métriques paysagères (Tableau 2). Ainsi, le pourcentage de surface occupée par la stratégie P3 (cultures de printemps caractérisées par une utilisation fréquente de fongicides et d'insecticides, une pratique du labour mais un travail du sol assez peu fréquent) a un effet négatif sur la richesse spécifique des carabes, tandis que le pourcentage de surface occupée par la stratégie A3 (cultures d'automne caractérisées par un travail du sol fréquent, une pratique du labour et une utilisation de fertilisants organique mais pas d'intrants chimiques) a un effet positif sur la richesse spécifique des parasitoïdes. Ces effets traduisent également ceux de la fragmentation des stratégies P3 et A3, en raison des corrélations évoquées précédemment. Les abondances de coccinelles, de carabes et de parasitoïdes ne sont affectées par aucune stratégie de pratiques.



Tableau IV.2. Résultats des modèles testant les effets des stratégies de pratiques sur l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels. Les stratégies sont celles décrites dans la première partie pour les cultures semées à l'automne (A1, A2 et A3), au printemps (P1, P2 et P3) et les cultures pluri-annuelles (Pe1 et Pe2). Les coefficients ne sont donnés que pour les variables sélectionnées dans le meilleur modèle. L'importance relative de chaque variable correspond à la somme des poids d'Akaike parmi tous les sous modèles qui la contiennent. Le signe entre parenthèse indique le sens de la relation quand elle est significative.

Modèles	Variables	Importance	z/t-Value	p-Value
Ab. coccinelles	% A1	0.205	-	-
	% A2	0.210	-	-
	% A3	0.242	-	-
	% P1	0.202	-	-
	% P2	0.553	1.954	0.051
	% P3	0.228	-	-
	% Pe1	0.239	-	-
	% Pe2	0.252	-	-
Ab. carabes	% A1	0.998	0.392	0.698
	% A2	0.997	0.436	0.666
	% A3	0.998	-0.386	0.702
	% P1	0.998	-0.513	0.612
	% P2	0.999	0.365	0.717
	% P3	0.999	-1.878	0.070
	% Pe1	0.997	0.648	0.522
	% Pe2	0.996	-0.395	0.695
RS carabes	% A1	0.893	-0.566	0.576
	% A2	0.828	-0.533	0.598
	% A3	0.866	-0.079	0.938
	% P1	0.903	-1.082	0.290
	% P2	0.914	0.213	0.833
	% P3	0.969	-2.155	0.040 (-)
	% Pe1	0.809	-0.180	0.858
	% Pe2	0.899	-1.551	0.131
Ab. parasitoïdes	% A1	0.978	2.014	0.053
	% A2	0.850	0.335	0.740
	% A3	0.975	1.821	0.079
	% P1	0.895	-0.534	0.598
	% P2	0.969	1.311	0.200
	% P3	0.858	0.567	0.575
	% Pe1	0.844	0.242	0.811
	% Pe2	0.803	-0.067	0.947
RS parasitoïdes	% A1	0.913	1.996	0.055
	% A2	0.557	0.547	0.588
	% A3	0.945	2.216	0.034 (+)
	% P1	0.575	-0.139	0.890
	% P2	0.783	0.895	0.378
	% P3	0.496	-	-
	% Pe1	0.506	-	-
	% Pe2	0.585	-1.031	0.310



4. DISCUSSION

4.1. Description de la diversité des pratiques

Les AFM réalisées sur les pratiques agricoles ont permis d'identifier huit grandes stratégies de pratiques dans les paysages étudiés. A un premier niveau, les parcelles se distinguent nettement par la date de semis à laquelle les cultures sont implantées, à savoir en automne, au printemps ou sur plusieurs années (cultures pluri-annuelles). Cette distinction est principalement portée par la conduite des trois cultures dominantes en Ille et Vilaine, le blé d'hiver (18% des surfaces) qui est semé à l'automne, le maïs (27% des surfaces) qui est semé au printemps, et les prairies (39% des surfaces) qui sont généralement semées pour un minimum de deux ans (Palacio-Rabaud, 2000; Agreste, 2010). Ces trois cultures ayant des modes de conduite très différents, la distinction par date de semis observée n'est pas surprenante. Le blé nécessite des passages fréquents d'herbicides et de fongicides pour lutter contre le développement des adventices et des champignons tout au long de la saison. Le maïs a quant à lui essentiellement besoin d'un travail du sol important pour casser la culture précédente (souvent une prairie) avant le semis. Enfin, comparativement aux cultures annuelles, les prairies sont généralement soumises à peu d'interventions, hormis quelques passages de fertilisation et des fauches régulières (mais cette dernière intervention n'a pas été prise en compte dans les pratiques).

A un second niveau, des stratégies plus fines se dessinent au sein de chaque groupe de cultures en termes de date de semis, en lien avec la nature des cultures mais également avec des choix propres aux agriculteurs. Au sein des cultures d'automne comme au sein des cultures de printemps, trois stratégies ont été identifiées, dont une qui rassemble majoritairement des parcelles en AB. Ces stratégies caractéristiques de l'AB sont définies par une pratique du labour et un travail du sol fréquent, ce qui permet aux agriculteurs de limiter le développement des adventices sans l'utilisation d'herbicides (Bond and Grundy, 2001). Les cultures d'automne gérées de cette façon se distinguent également par l'apport de fertilisants organiques, utilisés en alternative aux fertilisants minéraux. Il est important de noter que cette stratégie concerne une majorité de parcelles en AB, mais également un certain nombre de parcelles en AC (environ 30%), ce qui souligne le manque de pertinence de la dichotomie AB vs. AC dans certains cas. Ce résultat est concordant avec ce qui a été observé dans les mêmes paysages pour les cultures de blé d'hiver (Puech *et al.*, 2014a). Les deux autres stratégies réalisées sur les cultures d'automne se distinguent principalement par l'utilisation d'insecticides, probablement en lien avec la nature de certaines cultures gérées de façon spécifique. Le colza, majoritairement présent dans une de ces stratégies, est ainsi une culture très sensible aux ravageurs en Bretagne et qui nécessite donc l'emploi quasi systématique d'insecticides en AC (Giteau *et al.*, 2011). Les attaques sur blé d'hiver sont beaucoup plus rares et semblent gérées par les agriculteurs de deux façons différentes: certains utilisent les insecticides systématiquement de façon préventive tandis que d'autres choisissent de ne traiter qu'en cas d'infestation (ce qui n'a pas été le cas l'année de l'étude). Les deux autres stratégies réalisées sur les cultures de printemps se distinguent quant à elles



principalement par une gestion différenciée du maïs, en lien avec le type d'intrants apportés et le labour. Certaines parcelles sont ainsi gérées par des apports importants de fertilisants et d'herbicides, tandis que d'autres sont plutôt caractérisées par la pratique d'un labour. Cette distinction est certainement due à la nature du précédent cultural, ainsi qu'à la volonté de certains agriculteurs de réduire leur utilisation d'intrants chimiques. On peut supposer que les parcelles de maïs qui sont labourées sont implantées à la suite d'une prairie, cette dernière devant être détruite. Le labour enfouit les graines d'adventices, ce qui nécessite moins d'herbicides (Cardina *et al.*, 2002). De plus, une prairie restitue une quantité importante d'éléments minéraux, ce qui explique probablement l'utilisation réduite de fertilisants (De Toffoli *et al.*, 2013). La conduite des parcelles de maïs labourées est proche de celle des cultures de pois, qui ne sont pas non plus fertilisées en raison de leur teneur en azote, mais qui nécessitent des traitements fongicides et insecticides (Marceau and Ledu, 2012). En ce qui concerne les cultures pluri-annuelles, deux stratégies ont été identifiées, sans lien avec le mode d'exploitation. Certaines prairies et luzernes sont préférentiellement fertilisées à l'aide d'effluents d'origine organique, tandis que d'autres, proches de la gestion des vergers, sont préférentiellement fertilisées à l'aide de matières minérales. Ces deux stratégies sont assez peu distinctes, mais peuvent s'expliquer par la nature des productions gérées au sein des exploitations. Ainsi, l'élevage produit des effluents organiques qui peuvent être utilisés pour la fertilisation, tandis que sans troupeaux, les agriculteurs en AC sont généralement contraints de fertiliser leurs cultures avec des engrais minéraux.

Finalement, les stratégies observées sont fortement liées à la nature des cultures, mais également à d'autres facteurs. Ainsi, certaines d'entre elles sont clairement le résultat d'une volonté des agriculteurs de réduire/supprimer les intrants chimiques. D'autres semblent liées aux rotations culturales réalisées sur les parcelles ou à la nature des productions gérées sur les exploitations. En effet, comme décrit dans le chapitre II pour la culture du blé d'hiver, chaque agriculteur choisit un ensemble de pratiques en fonction de ses objectifs personnels et de différentes contraintes environnementales, économiques et agronomiques (Vasseur *et al.*, 2013; Puech *et al.*, 2014a). Ces choix sont à l'origine de la diversité observée de stratégies, et confirme l'intérêt d'aller au-delà de la dichotomie AB vs. AC pour décrire l'hétérogénéité paysagère des pratiques agricoles. En outre, on montre ici que la diversité de pratiques existe sur l'ensemble des cultures présentes dans les paysages de la zone d'étude.

4.2. Effets de la diversité des pratiques sur les ennemis naturels

Dans un premier temps, une forte corrélation entre la composition et la configuration des pratiques a été observée. Une importante longueur d'interface entre un habitat et son paysage environnant peut traduire deux phénomènes différents mais difficilement dissociables : une importante fragmentation de cet habitat (sans perte de surface), et/ou une importante surface de cet habitat (Fahrig, 2003). Cette confusion liée à la corrélation entre composition et configuration a déjà été mise en évidence dans des travaux portant sur



l'hétérogénéité et résulte directement de la façon dont sont organisés les paysages (Ewers and Didham, 2006; Duflot, 2013). Les paysages de l'étude n'ayant pas été sélectionnés de façon à décorréler volontairement la composition et la configuration des pratiques, il n'est en définitive pas possible de distinguer leurs effets respectifs. L'analyse sera donc faite en considérant que quand une pratique est répandue dans le paysage, elle est également plus fragmentée et donc plus accessible par les insectes.

Les résultats des modèles linéaires ont montré que seules deux stratégies de pratiques affectent la diversité des ennemis naturels. Premièrement, la richesse spécifique des carabes est faible dans les paysages contenant une surface et une fragmentation importantes des cultures de printemps labourées et traitées à l'aide de fongicides et d'insecticides. Ce résultat est certainement dû aux effets négatifs du labour et des pesticides sur les carabes (Holland and Luff, 2000). En particulier, les labours réalisés au printemps peuvent être létaux pour de nombreuses espèces dont les larves, vulnérables à cette période, se trouvent dans le sol des parcelles (Purvis and Fadhil, 2002; Holland and Reynolds, 2003). Dans le chapitre II, nous n'avions pas mis en évidence d'effet des pesticides sur les carabes à l'échelle de la parcelle. Ceci est probablement dû au fait que très peu d'insecticides ont été utilisés sur les parcelles de blé d'hiver suivies durant l'étude, contrairement à la stratégie identifiée ici comme défavorable aux carabes. Les insecticides ont ainsi été décrits comme les pesticides les plus toxiques pour les arthropodes (Theiling and Croft, 1988). Ces résultats confirment donc les effets négatifs de certaines pratiques déjà montrés dans la littérature. Ils soulignent de surcroît l'importance de l'étendue et/ou de l'organisation spatiale de ces perturbations dans le paysage pour les insectes auxiliaires, en lien avec le déplacement des individus entre les parcelles (Fahrig, 2007) et avec des effets de « débordement » de certaines pratiques (dispersion aérienne des pesticides) (Wittich and Siebers, 2002).

Deuxièmement, les résultats montrent que la richesse spécifique des parasitoïdes est élevée dans les paysages contenant une surface et une fragmentation importantes des cultures d'automne gérées sans intrants d'origine chimique. Plusieurs études ont mis en évidence des effets de l'hétérogénéité paysagère sur le taux de parasitisme (Marino and Landis, 1996; Thies and Tschardt, 1999; Thies *et al.*, 2003; Thies *et al.*, 2005), mais pas sur la richesse spécifique des parasitoïdes (Menalled *et al.*, 1999; Vollhardt *et al.*, 2008). Ici, la considération des pratiques détaillées au niveau du paysage fait apparaître une réponse de la richesse spécifique aux pratiques. Ainsi, la présence et l'accessibilité de certaines cultures d'automne semble permettre à certaines espèces de s'installer. L'absence d'herbicides donne généralement lieu à une abondance et une diversité floristique plus importante dans les parcelles, en lien avec le développement d'adventices (Romero *et al.*, 2008). Ces ressources sont probablement à l'origine de l'importante richesse spécifique des parasitoïdes de pucerons, les adultes se nourrissant du nectar des fleurs présentes dans leur environnement (Hagvar and Hofsvang, 1991). Il a ainsi été montré que des paysages riches en ressources floristiques attirent les communautés de parasitoïdes (Landis *et al.*, 2005;



Bianchi and Wäckers, 2008). De plus, en lien avec leur phénologie, les cultures d'automne présentent une végétation dense et une floraison au moment de la période d'activité des espèces de parasitoïdes observées dans l'étude (Tournier *et al.*, 2012).

En définitive, l'abondance et la richesse spécifique des insectes auxiliaires sont relativement peu affectées par les pratiques à l'échelle du paysage, puisque six des huit stratégies identifiées ne ressortent jamais dans les modèles linéaires testés. En particulier, l'abondance des coccinelles ne répond à aucune d'entre elles. Ces résultats sont concordants avec ceux du chapitre III qui montrent que les trois groupes étudiés répondent peu aux pratiques à cette échelle, probablement en lien avec la nature des paysages dans lesquels l'étude a été conduite. Les éléments boisés, qui n'ont pas été inclus dans cette partie, semblent en l'occurrence jouer un rôle plus important dans les variations de diversité. La considération de stratégies de pratiques détaillées a néanmoins permis de faire apparaître des effets non observés jusqu'à maintenant, car masqués par la dichotomie AB vs. AC.

4.3. Aspects méthodologiques de la description des pratiques détaillées à l'échelle du paysage

L'acquisition de données précises sur les pratiques agricoles à l'échelle du paysage est couteuse en temps puisqu'elle nécessite de réaliser des enquêtes avec l'ensemble des agriculteurs concernés. De plus, dans notre étude, la qualité des données récoltées est réduite par un manque de précision (comme décrit dans la méthodologie, les informations ont été demandées par téléphones, ce qui impliquait de relever des itinéraires techniques « moyens ») et par un nombre relativement important de données manquantes (du à une impossibilité de joindre les agriculteurs ou à des refus de réponse). Dans certains paysages, les pratiques n'ont ainsi pu être décrites que pour un tiers de la surface, ce qui réduit fortement la robustesse des observations. Comme discuté dans le chapitre III, ces problèmes méthodologiques restent pour le moment difficiles à contourner, notamment en raison de l'« invisibilité » d'une majeure partie des pratiques.

Cependant, malgré les faiblesses du jeu de données, les résultats ont permis de mettre en évidence les effets de certaines stratégies de pratiques non observés jusqu'à maintenant. Par ailleurs, la diversité des pratiques a pu être mise en relief grâce à des enquêtes moins poussées que celles utilisées dans le chapitre II pour le blé d'hiver. Cela suggère qu'il est possible de réaliser une cartographie de pratiques agricoles pertinente pour les insectes auxiliaires, à l'aide de quelques renseignements clés recueillis lors de courtes enquêtes par téléphone. Concernant les données manquantes, des techniques statistiques d'imputations peuvent être envisagées, mais leur prise en main est complexe et elles n'ont du sens que si une faible proportion des données est manquante (Schafer and Graham, 2002).



6. CONCLUSION

Finalement, nous avons montré qu'à l'échelle d'un territoire agricole, les exploitants réalisent une diversité de stratégies de pratiques sur l'ensemble des cultures, en lien avec la nature des cultures qu'ils implantent, des règles agronomiques qu'ils suivent, de la nature de leurs productions, mais également avec une volonté d'extensification allant au-delà de l'AB. Une description fine de l'hétérogénéité du paysage générée par la diversité des pratiques agricoles a permis de mettre en évidence des effets sur la diversité des ennemis naturels non observés dans la littérature et le chapitre précédent, bien qu'ils ne concernent que deux des huit stratégies identifiées. Ces résultats soulignent la pertinence d'aller au-delà de la dichotomie AB vs. AC pour comprendre le fonctionnement des agro-écosystèmes et développer des leviers d'action efficaces pour la gestion de la biodiversité, et en particulier des communautés d'insectes auxiliaires. Ainsi les résultats suggèrent qu'elles peuvent être renforcées i) en augmentant la surface et/ou l'accessibilité (issue d'une répartition fragmentée) de certaines pratiques (par exemple, gestion extensive des cultures d'automne) dans le paysage, ii) en considérant les exigences de différents groupes d'insectes auxiliaires, leurs réponses aux pratiques n'étant pas les mêmes. Un tel agencement du paysage peut être conduit par un agriculteur à l'échelle de son exploitation, grâce à des modifications de pratiques (rotations culturales et itinéraires techniques) et des choix d'assolement. Au-delà de l'exploitation, la gestion des agro-écosystèmes peut être guidée par d'autres acteurs de ces territoires, à travers des conseils techniques ou des décisions politiques (par exemple, mise en place de Mesures Agro Environnementales). Des formes de coopération entre agriculteurs pour gérer les assolements, telles qu'elles peuvent exister dans les coopératives d'utilisation du matériel agricole (CUMA), sont aussi envisageables.

Chapitre V

Effets des pratiques agricoles sur les ennemis naturels :
une approche multi échelles





Effets des pratiques agricoles sur les ennemis naturels : une approche multi échelles

Résumé

1. Les pratiques agricoles sont rarement considérées pour décrire l'hétérogénéité paysagère, bien qu'elles affectent fortement les ennemis naturels à l'échelle parcellaire. Par ailleurs, l'identification des paramètres nécessaires à une bonne gestion des paysages agricoles nécessite d'étudier les processus écologiques sur une large gamme d'échelles. L'objectif de cette étude est d'analyser les effets de la composition et de la configuration de l'agriculture biologique et conventionnelle (AB et AC) sur la diversité des ennemis naturels de pucerons, à différentes échelles spatiales.

2. Une étude de terrain a été conduite en 2012 et 2013 dans l'ouest de la France. Les communautés de coccinelles, de carabes et de parasitoïdes ont été échantillonnées dans 40 paires de parcelles de blé d'hiver en AB et en AC, situées dans des paysages présentant une proportion variable de surface en AB. Des métriques paysagères ont été calculées afin de mesurer l'hétérogénéité des pratiques agricoles et des éléments boisés à douze échelles différentes, allant de l'environnement direct des parcelles à l'échelle de la commune.

3. Nous avons montré que les métriques paysagères présentent moins de variabilité quand elles sont mesurées à large échelle. Malgré tout, l'hétérogénéité des paysages étudiés était suffisamment variable pour observer des effets sur l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels à différentes échelles.

4. En plus d'un effet positif de l'AB à l'échelle parcellaire, nous avons observé des effets de l'hétérogénéité des pratiques agricoles et des éléments boisés sur les ennemis naturels. Les coccinelles étaient ainsi affectées par la configuration de l'AC et des boisements, les petits carabes par la proportion d'AC et de cultures d'hiver, et les grands carabes par la proportion de boisements et de terres cultivées. Les parasitoïdes n'ont pas semblés affectés par les caractéristiques du paysage.

5. Nous n'avons mis en évidence aucun effet positif de la proportion d'AB sur la diversité des ennemis naturels. De plus, les capacités de dispersion des ennemis naturels ne semblaient pas liées à leur échelle de réponse aux métriques paysagères.

6. *Synthèse et applications.* La diversité des ennemis naturels semble être affectée par les pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle et du paysage. À l'échelle parcellaire, tous les taxa sont favorisés par l'AB. Pour la gestion à l'échelle du paysage, il semble important de se concentrer sur la composition et la configuration des éléments boisés et d'autres pratiques agricoles (par exemple, la date de semis). De plus, pour promouvoir le contrôle biologique, la gestion des agro-écosystèmes doit prendre en compte différents taxa et différentes échelles.



Mots clés

Contrôle biologique; carabes; coccinelles; hétérogénéité paysagère; étendue spatiale; parasitoïdes; random forests; éléments boisés



Effects of farming practices on natural enemies: a multiscale approach

Camille Puech^a, Jacques Baudry^a, Stéphanie Aviron^a

^a INRA, UR 980, SAD-Paysage, F-35000 Rennes, France

Corresponding author: Camille Puech, camille.puech@rennes.inra.fr, +033 (0)2 23 48 70 46

Submitted in Journal of Applied Ecology

Abstract

1. Farming practices are rarely considered when characterizing landscape heterogeneity, despite their strong effects on natural enemies at the individual field scale. By studying ecological processes over a wide range of scales, landscape parameters that are effective and manageable can be identified. The aim of our study was to investigate the effects of the composition and configuration of organic and conventional farming (OF and CF) on the diversity of natural enemies of aphids at various spatial scales.

2. We carried out a field survey in 2012 and 2013 in western France. We sampled ladybirds, carabid beetles and parasitoids in 40 pairs of organic and conventional winter wheat fields within landscapes with different proportions of OF. We calculated landscape metrics measuring the heterogeneity of farming practices and woody elements for 12 map extents around the fields, ranging from the adjacent landscape to the municipality.

3. Landscape parameters tended to be more homogeneous for larger map extents. However, landscape heterogeneity was sufficiently varied to affect the abundance and species richness of natural enemies at various scales.

4. In addition to a strong positive effect of OF at the field scale, natural enemies were affected by the heterogeneity of farming practices and woody habitats. Ladybirds depended on the configuration of CF and woods, small carabid beetles on the amount of CF and winter crops, and large carabid beetles on the amount of woods and farmland. Parasitoids were not affected by landscape characteristics.

5. We found no positive effect of the amount of OF on the diversity of natural enemies. The dispersal abilities of natural enemies were not related to the scale at which they responded to landscape parameters.

6. *Synthesis and applications.* The diversity of natural enemies was affected by farming practices at the field and landscape scales. At the field scale, all groups were enhanced by OF. For management at the landscape scale, we recommend focusing on the composition and configuration of woody elements and other farming practices (e.g. sowing date). To



promote biological control, agroecosystem management should consider various taxa and scales.

Keywords

Biological control; carabid beetles; ladybirds; landscape heterogeneity; map extent; parasitoids; random forests; woody elements

1. INTRODUCTION

The scale at which ecological processes are studied is an important issue (Wiens, 1989). Scale generally refers to the spatial resolution ('grain'), spatial extent and temporal extent at which observations are made in a given study area (Burel and Baudry, 2003). Landscapes are organized in a hierarchy, which gives a multiscaled aspect to heterogeneity (Wu, 1999). Composition and configuration metrics are highly sensitive to scale (Saura and Martinez-Millan, 2001), so they do not have the same values when measured at different map extents. To avoid misunderstanding in studies measuring the effects of landscape heterogeneity on ecological processes, Wu (2004) recommends quantifying the dependence between scale and landscape patterns by comparing the effects of metrics at a broad range of scales.

Organic farming (OF), especially with the use of biological controls instead of pesticides, is considered a promising solution for sustainably managing the agroecosystem biodiversity (Zehnder *et al.*, 2007). Effects of OF on the natural enemies of agricultural pests have mostly been investigated at the individual field scale. Overall, OF has been shown to increase biodiversity, due to the abundance of diversified resources and the lack of synthetic pesticides (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). However, OF and other farming practices, including conventional farming (CF), have rarely been studied at the landscape scale. The diversity of cropping systems creates a particular kind of heterogeneity ('hidden heterogeneity', *sensu* Vasseur *et al.* (2013)), which could strongly affect wildlife in agroecosystems. In previous studies, landscape heterogeneity has mostly been related to the amount of seminatural habitats, which enhance biodiversity by serving as habitats or refuges for numerous species (Burel, 1996). The few studies that have investigated landscape effects of farming practices on biodiversity found a positive effect of landscapes with high proportions of OF on the variety of taxa and at different spatial extents (from surrounding fields to several kilometres) (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010; Gosme *et al.*, 2012). However, effects on natural enemies were poorly investigated, despite their important role as biocontrol agents (Barbosa, 1998). Similarly, the configuration of organic fields was not considered despite its potential effects on species because of the consequences on the accessibility of suitable patches. Indeed, a fragmented configuration of OF, without a reduction in the farming area, could create numerous suitable



patches that are more accessible to species than in an aggregated configuration (Fahrig, 2003).

Addressing these issues is important for the management and design of farmland in agroecosystems. Considering farming practices at different scales (i.e. field, landscape and region) could help identify the most appropriate actors for the management of agricultural landscapes (i.e. farmers, farmer associations, municipalities and regional policy makers) (Lovell and Johnston, 2009). Moreover, assessing the effects of the extent and configuration of farming practices at the landscape scale is important for determining whether a particular configuration of OF is needed to enhance natural enemies and biological control. The scale at which species respond to farming practices may be related to species' dispersal abilities, which affect the responses of different taxa to landscape patterns (Wiens, 1989; Bossenbroek *et al.*, 2004). Thus, a wide range of taxa need to be investigated for a comprehensive understanding of biological control, considering the scale of movement of different organisms. Furthermore, it is important to know whether all species can be managed in the same way, or if compromises must be found to maintain an effective community of natural enemies in agroecosystems.

In light of this background, the aims of our study were as follows: i) to investigate the effects of the composition and configuration of farming practices (OF vs. CF) on the abundance and species richness of natural enemies of aphids, and ii) to identify the spatial extent at which farming practices most affect natural enemies, from field to landscape scale. We selected three groups of natural enemies because of their different dispersal abilities and responses to landscape parameters at different spatial extents: parasitoids up to 2000 m (Thies *et al.*, 2005), ladybirds up to 1000 m (Grez *et al.*, 2014) and carabid beetles from 250 m (Aviron *et al.*, 2005) to 1500 m (Purtauf *et al.*, 2005), depending on their body size. We formulated three hypotheses: 1) landscapes with high amounts of OF are more favourable to natural enemies than landscapes with lower amounts of OF; 2) longer edges between OF and CF, and between CF and woody habitats enhance the diversity of natural enemies because OF and woods are more accessible and can act as refuges; and 3) mobile species are affected by farming practices at a larger extent than other species. We conducted a field study over 2 years in 40 pairs of organic and conventional winter wheat fields. Based on our results, we propose rules to design landscapes that enhance conditions for natural enemies.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site selection and landscape characterization

Our study took place in a 200 000-ha area in eastern Brittany, western France. Eighty fields were selected according to the following procedure. First, we built a raster map of the dominant land cover (i.e. farmland, woods, permanent grassland, hedges, water and built areas) of this region from remote sensing data of the LETG-Rennes-COSTEL laboratory (Hubert-Moy and Nabucet, 2005). Filters were applied to select areas with high proportions

of farmland (60–100%) and low proportions of seminatural elements (woods: 0–3%; permanent grassland: 0–2%; hedges: 0–1.5%), built areas (0–3%) and water (0–2%), to limit the variation of elements whose effects we did not want to test.

We selected 40 landscapes of 1 km² in area, 20 each in 2012 and 2013 (Fig. 1). Selected landscapes maximized the variability in the surface area of OF (6–35%). Information about the locations of the organic farms was collected from data on the prevalence of OF in each municipality of the study area (GAB-FRAB observatory network, 2010). CF was defined as all nonorganic farmland. In each landscape, we selected a pair of organic and conventional winter wheat fields (20 paired fields each year). A total of 51 farmers were involved in the study, 28 of whom were involved in both years.

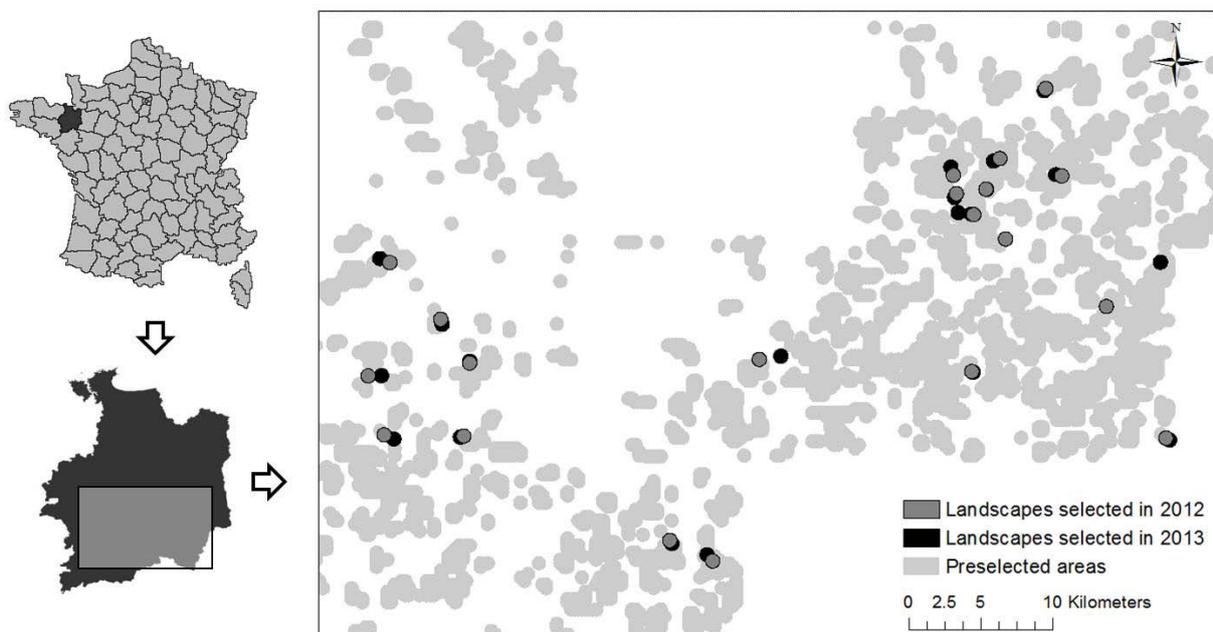


Figure V.1. Map of the study area, in France, Brittany, with preselected areas containing similar proportions of land cover (farmland, seminatural elements, built area and water) and landscapes selected in 2012 and 2013.

To describe the landscape within a 500-m radius around each wheat field, maps of land use and farming practices were created from field observations and meetings with farmers using ArcGIS 10.1 (Environmental Systems Resource Institute, 2012). This fine spatial resolution provided a more accurate characterization of the composition of the 80 landscapes. Without considering the central field, the landscapes contained 60.7% to 92.8% farmland (arable land and grassland) (mean \pm SD: 82.8% \pm 7.4%), 7.2% to 39.3% uncultivated areas (wilderness, built areas, roads and water) (17.0% \pm 7.4%) and 1.3% to 32.7% woody elements (woods and hedges) (6.0% \pm 6.1%). OF occupied 1.3% to 39.2% (18.0% \pm 9.5%) and CF 33.6% to 89.0% (64.8% \pm 11.4%) of the landscapes.



We used 13 spatial extents for our analyses. First, we classified farming practices at a field scale with a binary categorical variable of OF or CF (1 variable). Second, we considered the context of the adjacent landscape surrounding each central field by calculating the proportion of edge length with different adjacent landscape elements: OF, CF, spring crops (i.e. crops sown in spring), winter crops (i.e. crops sown in autumn), perennial crops and woody elements (6 variables). We distinguished between spring and winter crops because sowing date has a strong effect on insects, due to the timing of cropping interventions and the vegetation structure (Vorley and Wratten, 1987; Purvis and Fadl, 2002). Ten nested buffers with a 50-m increment were constructed around each central field (from 0 to 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450 and 500 m). Within each buffer, landscape composition was described by the proportions of the area occupied by the same variables as the adjacent landscape elements (6x10=60 variables). Landscape configuration was described by edge length between OF and CF, OF and woody elements, and CF and woody elements (3x10=30 variables). Finally, we calculated the proportion of the surface area with OF and CF in the municipality in which each field was located using data from the GAB-FRAB observatory network (2010) (2 variables).

2.2. Sampling of natural enemies

We sampled insects in each wheat field from April to July in 2012 and 2013. Sampling was conducted at least 10 m from field edges to avoid any edge effect.

We caught adult carabid beetles with pitfall traps filled with monopropylene glycol solution. In each field, we set up two sampling stations with two pitfall traps, each 10 m apart. We collected insects every 2 weeks in traps that were left open continuously, for a total of six sampling periods each year. We identified carabid beetles using a determination key for species living in northwestern France (Roger *et al.*, 2013). As in Aviron *et al.* (2005), we divided species into two groups according to their body size: small (<15 mm) and large (≥15 mm). Dispersal abilities of carabid beetles depend on body size; large species are often flightless and less mobile, whereas small species have developed wings and are more mobile (Den Boer, 1970).

Adult ladybirds were caught with sweep nets. There were 10 sets of 50 sweeps in each field (total of 500 sweeps), which were repeated four times a year. The 10 sets were distributed along two transects (five sets each) perpendicular to the field edges, which started at the pitfall traps. Ladybirds were identified with a determination key for species living in northwestern France (Le Monnier and Livory, 2003).

Parasitoid abundance was estimated by collecting aphid mummies. In each field, 10 sampling points 5 m apart were distributed along the two transects used for sampling ladybirds. At each point, mummies were collected on 10 tillers, five times a year. Mummies were brought back to the lab to wait for the emergence of adults, which were identified to



species when possible. Parasitoid abundance was defined as the number of sampled mummies. For parasitoid species richness, only the emerged adults were considered.

2.3. Statistical analyses

To estimate the variability of different landscape metrics, we calculated a coefficient of variation (CV) for each of the 9 landscape metrics at each of the 12 scales (field scale was not considered here). A CV is defined as the ratio of the SD to the mean, has no unit and measures the distribution of a sample.

We measured the effects of the landscape metrics on natural enemies with linear modelling. Before running the models, we used a random forest model for each species group (ladybirds, small carabid beetles, large carabid beetles and parasitoids) to measure and rank the conditional importance of the 99 calculated variables and to select the most important variables for the linear models. Random forests are a recursive partitioning method that provides a measure of variable importance (for more details, see Puech *et al.* (2014a)). We grew random forests using 1000 bootstrap samples. Conditional importance scores were averaged over 10 repetitions of the stochastic algorithm. Computations were done using the party package in R version 1.0-10 (Hothorn *et al.*, 2013). We determined a threshold corresponding to the absolute value of the lowest negative-scoring variable. Variables with a conditional importance score below this threshold were not added to the linear models (Strobl *et al.*, 2009b). We used a correlation matrix to quantify the dependence among variables selected by random forests. For cases in which two variables were highly correlated ($R > 0.70$), only the most important one (in terms of the conditional importance measured from random forests) was retained in the linear models.

For the abundance and species richness of each species group, we built a mixed linear model with the lme4 package in R version 1.1-5 (Bates *et al.*, 2014). Abundances were fitted with a Poisson distribution whereas species richness were fitted with a normal distribution. Species richness of ladybirds was not included in a model because of low variation. In all models, we specified two nested random effects to indicate that sampling occurred over 2 years, and that organic and conventional fields were spatially paired. Overdispersion in variables fitted with a Poisson distribution was corrected by a third observation-level random effect (Lee and Nelder, 2000). For each model, the multimodel inference method was used to identify the best combination of variables (best model) (Burnham and Anderson, 2004), from which coefficients were calculated with the MuMIn package version 1.9.13 (Barton, 2013). We conducted analyses using the R 2.15.1 software (R Core Team, 2013), using a significance threshold of $P < 0.05$.



3. RESULTS

3.1. Evolution of landscape metrics across map extents

The nine landscape metrics had the same overall trend of a decrease in variability among landscapes as map extent increased (Fig. 2). The slope of this decrease was steeper between 50 and 200 m, and more gradual between 200 and 500 m. The smaller scale of adjacent fields was generally associated with relatively high CV values. In contrast to the other metrics, the change in the proportion of woods with map extent varied substantially at all spatial extents except at the adjacent field level. At the municipality level, the variability in the proportion of OF increased a little compared to that of CF. The proportions of woods, OF, edge between OF and CF, and edge between OF and woods were the most variable metrics. Conversely, the proportions of CF and edge length between CF and woods had low variability.

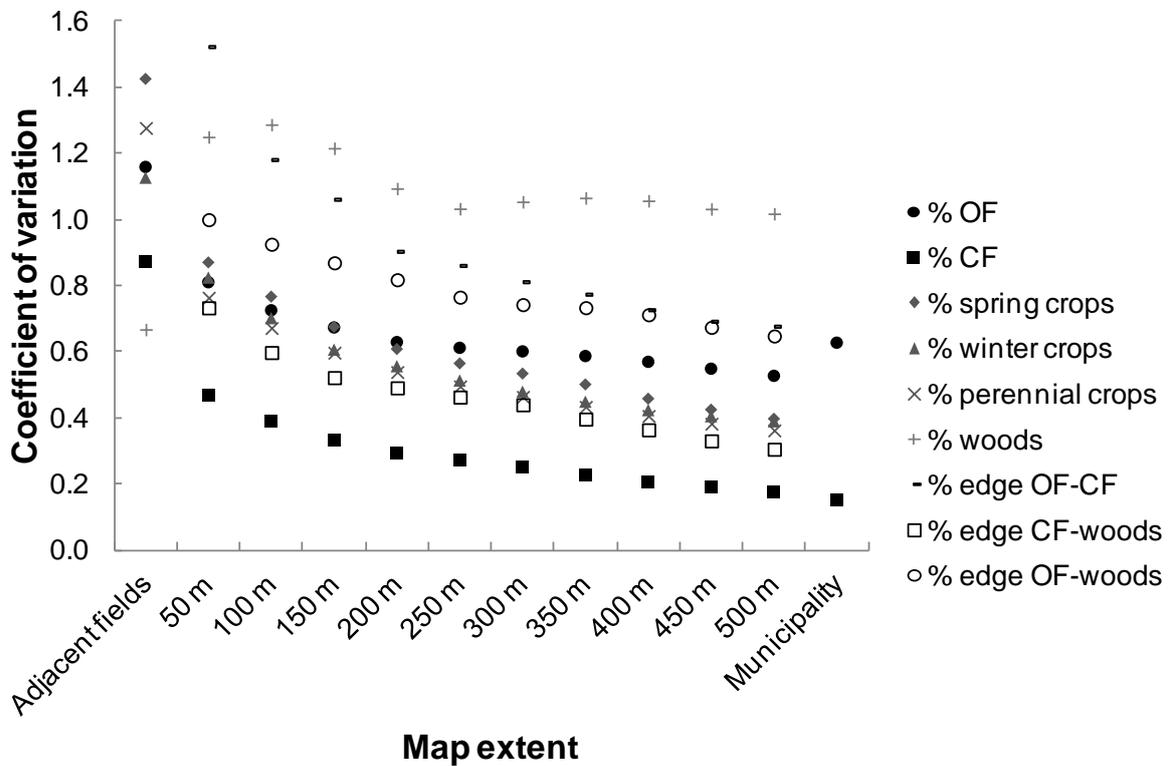


Figure V.2. Coefficients of variation of the nine landscape metrics that describe the composition and configuration of the 80 landscapes at different map extents. At the municipality scale, only the proportions of organic farming (OF) and conventional farming (CF) were calculated. At the adjacent field scale, the three configuration metrics were not calculated.



3.2. Effects of field farming type and landscape metrics on natural enemies

We collected 657 ladybirds of seven species over the 2 years (Table 1). Dominant species were *Coccinella septempunctata* L. (42% of individuals), *Propylea quatuordecimpunctata* L. (36%) and *Tytthaspis sedecimpunctata* L. (21%). We trapped 54 742 carabid beetles belonging to 99 species. Among them, 80 individuals could not be identified and were not included in abundance and species richness calculations. Most carabid beetles (51 590) were classified as small species (<15 mm), including the two dominant species, *Pterostichus cupreus* L. (13%) and *Agonum dorsale* P. (12%). The remaining large ≥ 15 mm) carabid beetle species (3072) included one dominant species, *Pterostichus melanarius* (Illiger) (73% of large beetles). We collected 1120 mummies, 36% of which emerged as parasitoids in the lab. Most of these (56%) were primary parasitoids (mainly of the *Aphidius* genus); the remainder were hyperparasitoids (mainly of the Pteromalidae and Megaspilidae families).

Table V.1. Mean \pm standard deviation in organic and conventional farming (OF and CF, respectively) and total amounts for abundance (#) and species richness (S) of the four species groups (ladybirds, small carabid beetles, large carabid beetles and parasitoids [mummies]) sampled in 2012 and 2013.

		LADYBIRDS		SMALL CARABIDS		LARGE CARABIDS		MUMMIES	
		#	S	#	S	#	S	#	S
Mean \pm SD for OF	2012	20 \pm 11	3 \pm 1	868 \pm 417	27 \pm 5	44 \pm 67	2 \pm 1	13 \pm 7	3 \pm 1
	2013	4 \pm 2	2 \pm 1	880 \pm 547	23 \pm 3	46 \pm 67	2 \pm 1	21 \pm 15	3 \pm 2
Mean \pm SD for CF	2012	8 \pm 6	2 \pm 1	394 \pm 241	21 \pm 5	33 \pm 41	1 \pm 1	12 \pm 9	3 \pm 1
	2013	2 \pm 5	1 \pm 1	438 \pm 219	19 \pm 3	31 \pm 34	2 \pm 1	10 \pm 12	2 \pm 2
Total number	2012	548	7	25227	81	1543	6	501	10
	2013	109	5	26363	69	1529	6	619	11

Mean values are per field and farming type. Summed values are for the entire study period. For parasitoids, species richness corresponds to the number of different taxa (species, genus or family) because not all emerged adults could be identified to species.

Depending on the species group, random forests selected 1 to 17 important variables for explaining the abundance or species richness of natural enemies (Fig. 3). Farming type (OF or CF) had the greatest importance for all natural enemies, except for large carabid beetles, for which the amount of woods within 450 m mainly explained abundance and the CF in municipalities explained species richness. Apart from farming type, the abundance of large carabid beetles was mostly explained by the proportion of spring crops, parasitoid species richness by edge length between OF and CF, and ladybird abundance by edge length between the central field and OF.

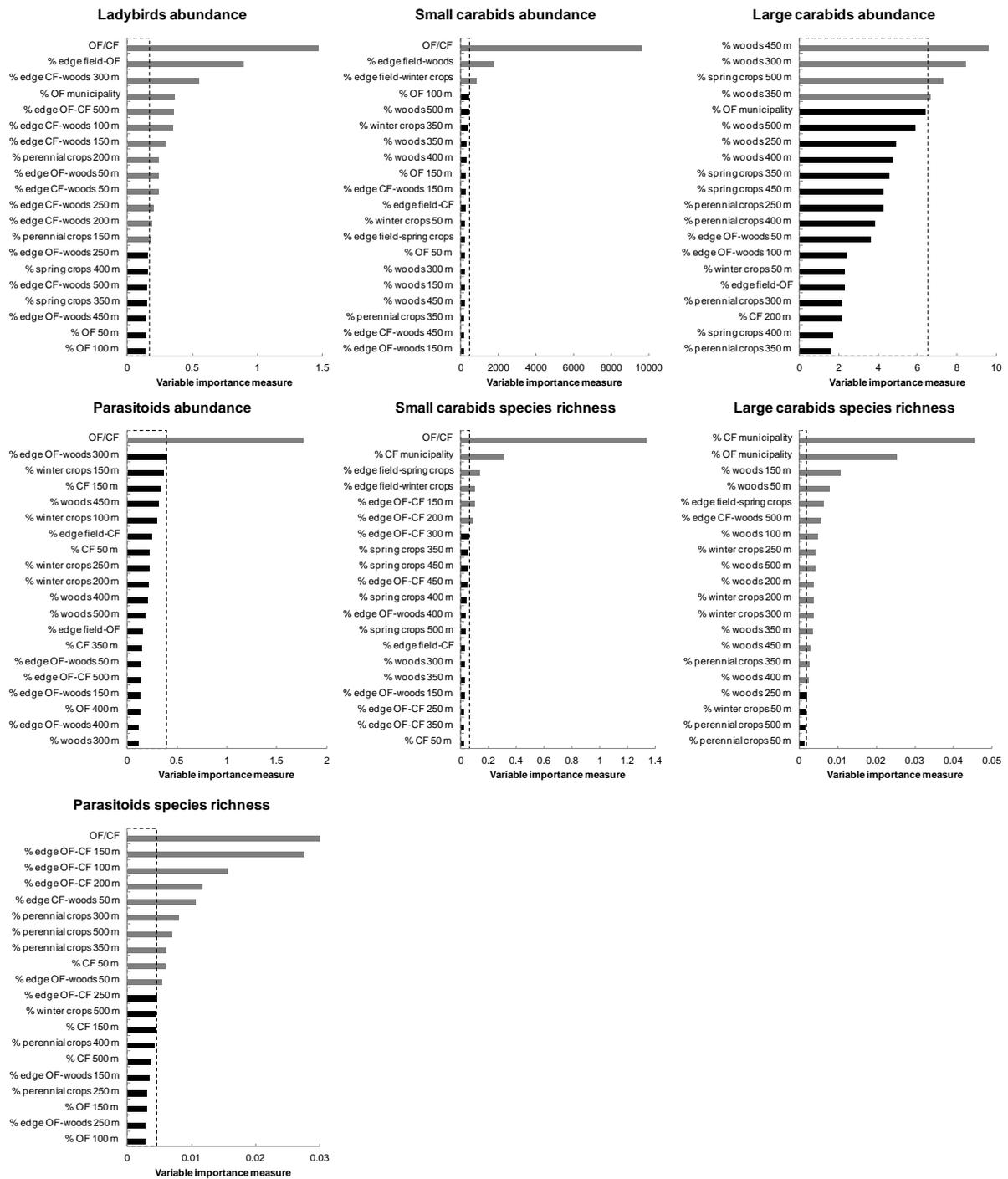


Figure V.3. Mean importance score of each variable tested by conditional random forests to explain the abundance of ladybirds, and the abundance and species richness of small carabid beetles, large carabid beetles and parasitoids. Dotted line represents the threshold above which variables are considered as informative and are tested in the mixed linear models. Grey and black bars indicate variables that are above and below the threshold, respectively. Only the first 20 variables are included in each figure.



Abundances of ladybirds, small carabid beetles and parasitoids, and the species richness of small carabid beetles were highly affected by the local farming type, with higher values for OF than for CF (Table 2). The abundance of ladybirds was enhanced by edge length between CF and woods, mainly at map extents of 50 and 300 m and, because of correlations, at extents of 150, 200 and 250 m. Species richness of large carabid beetles was reduced by the proportion of woods, mainly at an extent of 450 m and, because of correlations, at extents of 300 and 350 m. Species richness of small carabid beetles was reduced by the proportion of CF at the municipality scale, but enhanced by edge length between the central field and winter crops. Finally, species richness of large carabid beetles was reduced by the proportions of OF and CF at the municipality scale and by the proportion of woods, mainly at an extent of 500 m and, because of correlations, at extents of 350, 400 and 450 m. However, at smaller extents (mainly at 150 m and, due to correlations, at 50, 100 and 200 m), it was enhanced by the proportion of woods.



Table V.2. Results of mixed models testing the effects of farming type and landscape metrics on the abundance (ab.) and species richness (SR) of the three groups of natural enemies.

Models	Variables	Importance	z/t-Value	p-Value	
Ladybirds ab.	OF/CF	1.000	-9.930	<0.001	(-)
	% edge field-OF	0.235	-	-	
	% edge OF-woods 50m	0.259	-	-	
	% edge CF-woods 100m	0.342	-	-	
	% edge CF-woods 50m	0.624	2.020	0.043	(+)
	% perennial crops 200m	0.512	-	-	
	% edge CF-woods 300m	0.722	2.563	0.010	(+)
	% edge OF-CF 500m	0.608	-	-	
	% OF municipality	1.000	1.843	0.065	
Small carabid beetles ab.	OF/CF	1.000	-5.680	<0.001	(-)
	% edge field-woods	0.271	-	-	
	% edge field-winter crops	0.371	-	-	
Large carabid beetles ab.	% woods 450m	0.901	-3681.000	<0.001	(-)
	% spring crops 500m	0.306	-	-	
Parasitoids ab.	OF/CF	-	-6.810	<0.001	(-)
Small carabid beetles SR	OF/CF	1.000	-6.464	<0.001	(-)
	% CF municipality	1.000	-2.333	0.025	(-)
	% edge OF-CF 150m	0.998	0.233	0.817	
	% edge field-winter crops	0.919	2.127	0.038	(+)
	% edge field-spring crops	0.869	1.679	0.098	
Large carabid beetles SR	% CF municipality	0.990	-3.867	<0.001	(-)
	% OF municipality	0.990	-3.941	<0.001	(-)
	% woods 500m	0.731	-2.534	0.011	(-)
	% woods 150m	0.642	2.311	0.021	(+)
	% winter crops 250m	0.436	-1.718	0.086	
	% perennial crops 350m	0.315	-	-	
	% edge CF-woods 500m	0.283	-	-	
Parasitoids SR	% edge field-spring crops	0.279	-	-	
	OF/CF	0.579	-1.793	0.081	
	% CF 50m	0.578	-1.081	0.283	
	% edge CF-woods 50m	0.980	-0.248	0.804	
	% edge OF-CF 100m	0.997	0.416	0.679	
	% edge OF-CF 150m	0.998	0.683	0.497	
	% edge OF-woods 50m	0.987	-0.127	0.899	
	% perennial crops 300m	0.818	-1.920	0.059	

Z-values, *t*-values and *P*-values are only given for variables retained in the best model from multimodel inference analyses. Relative importance of each variable is the sum of Akaike weights over all subset models that included this variable. Signs in parentheses indicate the direction of the slope of significant variables. Multimodel inference was not run for parasitoid abundance because a single variable was included in the model.

4. DISCUSSION

4.1. What do landscape metrics measure exactly?

Most landscape metrics were quite variable at small spatial extents, especially metrics that considered edge length between the central field and adjacent landscape



elements. However, landscape structure tended to homogenize after a given spatial extent, as shown by the trend of decreasing variability with increasing map extent until about 200 m. Landscapes are the product of various inter-related factors, such as topography, agronomic constraints and landscape history, creating patterns at various scales (Wu, 2004). Beyond a given spatial extent, these patterns are usually repeated in a checkerboard pattern and become invariable (MacArthur, 1972). For example, at large extents (>200 m), the aggregation of organic fields was no longer perceptible in our study area due to the classic concentric organization of farms (Thenail and Baudry, 2004). This result has important implications for using landscape metrics in ecological studies, especially for landscape gradients. If the chosen scale is not relevant for the studied process, observations may not be representative of real landscape heterogeneity, and the effects of heterogeneity on biodiversity can be underestimated (Wu, 2004). Our results also highlight that the variability of the proportion of OF increases slightly when measured at the municipality level because some municipalities contained more OF than others (2–15%). This result is probably due to an aggregated pattern of organic farms (Gabriel *et al.*, 2009), which cannot be observed at smaller spatial extents.

Some landscape metrics varied more than others. Despite our intention to limit the variation of woody elements, it was the most variable metric due to a few landscapes with relatively high proportions of woods. Landscapes were selected using maps that covered large extents but with a coarser resolution than the final digitalized maps. This approach underlines the methodological issues related to the trade-off between map extent and grain in representing landscapes (Turner *et al.*, 1989). The lower variability of woody elements observed at the adjacent field scale was probably related to the presence of hedgerows around most fields in our study area in Brittany, a region characterized by networks of dense hedgerows (Burel and Baudry, 1990). Finally, the metrics with OF varied more than those with CF, due to our study design of a gradient in OF and to the smaller proportion of OF in our landscapes.

4.2. Are natural enemies affected by farming practices at different spatial scales?

Farming practices had little effect on natural enemies at the landscape scale, in contrast to the field scale. Observations of greater abundances of ladybirds, small carabid beetles and parasitoids, and higher species richness of small carabid beetles in fields under OF than under CF are consistent with many other studies (Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Organic farmers implement practices that increase the quality of their fields as habitats for arthropods (Zehnder *et al.*, 2007; Puech *et al.*, 2014a). However, the abundance and species richness of large carabid beetles were not affected by farming type. As this group is dominated by *Pterostichus melanarius*, a species that spends much of its life cycle in fields (Holland and Luff, 2000), we assume that it was more resistant to CF practices than smaller species (Wallin, 1985). Similarly, the species richness of parasitoids was not affected



by farming type, probably because we found few taxa and species composition varied little among fields.

The proportion of OF and CF had an effect on the diversity of arthropods only at the municipality scale, especially for carabid beetles. Species richness of small species was reduced by a high proportion of CF, due to the direct negative effect of CF practices as observed at the field scale. Municipalities dominated by CF may have lower habitat diversity, which does not allow the establishment of more sensitive and rarer species. Species richness of large carabid beetles was reduced by high proportions of OF and CF at this scale. However, this result is probably due to an effect of woodland. Aerial photographs revealed that municipalities with low amounts of farmland generally contained more woody habitats. We did not find any positive effect of the heterogeneity of OF in contrast to other studies (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010), despite a comparable range in the variation of the proportion of OF (1–39% in 500-m buffers).

Our results are consistent with findings in the literature showing that land use affects the diversity of natural enemies at the landscape scale. Species richness of small carabid beetles was enhanced by a high proportion of adjacent winter crops, which are likely favourable to the emergence of species overwintering in the soil as larvae, in contrast to spring crops where tillage is done during a critical period for their survival (Purvis and Fadl, 2002). Although the sowing period is closely associated with land use, it can be considered a farming practice. This result underlines the importance of more detailed descriptions of farming practices than those provided by the OF vs. CF dichotomy to understand the responses of natural enemies (Puech *et al.*, 2014a).

Previous studies have emphasized the important role of hedgerows for agricultural biodiversity (Burel, 1996; Pollard and Holland, 2006). In our study, woody elements were very important for insects. Ladybird abundance was enhanced by longer edges between CF and woody elements, which suggests that hedgerows and woods constitute an important refuge for this group that is particularly sensitive to synthetic pesticides (Obrycki and Kring, 1998). Our results were more complicated for carabid beetles. Species richness of large carabid beetles was enhanced by the proportion of woods within 200 m around fields. Apart from *P. melanarius*, this group was mainly represented by species of the *Carabus* family that prefer woody habitats (Petit and Usher, 1998; Aviron *et al.*, 2005). We observed a negative effect of the amount of woods on the abundance and species richness of large carabid beetles within 450 and 500 m around fields, respectively. The variation in abundance is due to the dominant response of *P. melanarius*, which prefers crops over woody elements (Holland and Luff, 2000). However, the negative response of the species richness is difficult to understand, especially regarding the opposite trend observed at other scales.

Despite the homogenization of landscapes described above, we observed significant effects of metrics related to farming practices and woody elements on the diversity of natural enemies. Therefore, our chosen map extents were meaningful for investigating the effects of landscape heterogeneity on arthropods. A detailed description of communities



would help to elucidate the response of natural enemies to landscape metrics more precisely, especially for carabid beetles, which are known for their large diversity of life-history traits (Lövei and Sunderland, 1996). A study of the interactions between scales could offer insight into the effects of farming practices on natural enemies. Indeed, it has already been shown that field effects of farming practices on arthropods can differ according to the surrounding landscape heterogeneity (Tscharrntke *et al.*, 2005).

4.3. Is there a relationship between the dispersal abilities of natural enemies and the spatial scale at which they respond to farming practices?

Different taxa respond to farming practices and other metrics at different scales, depending on their mobility and the extent at which they perceive the landscape (Holzschuh *et al.*, 2008; Gabriel *et al.*, 2010). For example, Bossenbroek *et al.* (2004) showed that compared to plants and beetles, birds respond to variables measured at broader scales. However, our results did not validate this hypothesis. Ladybirds responded to landscape characteristics within 50 and 300 m around fields, consistent with other studies (Grez *et al.*, 2014). Parasitoids were not affected by landscape parameters, although they were previously shown to respond to landscape complexity within several kilometres around fields (Thies *et al.*, 2005). We think that the proportion of arable land in our study did not vary sufficiently among different landscapes to observe these patterns, or that we did not consider the appropriate scales (transitional scales between 500 m and municipalities could have been more suitable for parasitoids).

Responses of small and large carabid beetles occurred at very different scales (adjacent fields and municipality scales for small species; 150, 450, 500 m and the municipality scale for large species). This apparent contradiction between the dispersal abilities of carabid beetles and landscape scale was observed previously by Aviron *et al.* (2005). It could be due to the use of body size for characterizing species mobility, which can actually be related to the variation of other life-history traits, such as diet or habitat. Moreover, because flight is a highly polymorphic trait even in a single species (Lövei and Sunderland, 1996), it cannot be easily approximated. Other life-history traits, such as trophic level (Thies *et al.*, 2005) and dietary preferences (Winqvist *et al.*, 2014), may better explain species response to landscape parameters. The response of large carabid beetles to large map extents could be due to landscape history, especially in terms of the dynamics of woody elements. Presence of current species can reflect the heterogeneity of past landscapes (Petit and Burel, 1998).

4.4. Recommendations for landscape management

With our results, we can provide recommendations for enhancing natural enemy communities in agricultural landscapes through management of farming practices and land



use. Various map extents were associated with the observed effects; thus, different actors must be considered.

Natural enemies mostly react to farming practices at the individual field scale, with a preference for OF. Various institutions, such as farmer associations or technical advisers, can encourage the modification of local practices by farmers. In our study area, programs have been created to help farmers convert their land to OF (Brittany Chamber of Agriculture, 2009). At a wider scale, the heterogeneity of farming practices can also be important for natural enemies, due to positive (proximity of winter crops) or negative (proportion of CF) effects. However, in our landscapes, managing OF at these scales does not seem to be needed to enhance the diversity of natural enemies. Public policies (e.g. the Common Agricultural Policy in Europe) could influence the nature and configuration of farming practices within a large territory. In France, programs have been created to develop ecological corridors, but farming practices are still rarely considered at the landscape scale. As in other studies, we found that the proportion and accessibility of woody habitats in the landscape are very important for natural enemies. Consequently, we argue that programs that affect the implementation and maintenance of seminatural habitats must be continued. Finally, we found that the three taxa had very different responses, which underlies the complexity of the functioning of natural enemy communities. Management programs should be set up carefully because at any given scale, a single farming practice or landscape element cannot improve the abundance of all species.

5. ACKNOWLEDGMENTS

C.P. has a Ph.D. scholarship from INRA and the Brittany Region. Funding for field work was provided by the ANR Landscaphid project and the Zone Atelier Armorique. We thank students for their assistance in the field and the farmers who gave us permission to sample in their fields. We thank Dr. K. Harper for English editing.

DISCUSSION GENERALE





1. LES AGRO-ECOSYSTEMES BRETONS PRESENTENT UNE DIVERSITE DE PRATIQUES AGRICOLES

1.1. Diversité des pratiques à l'échelle parcellaire et paysagère

Nos résultats ont montré que les exploitants en AB et en AC de la zone d'étude réalisent des pratiques agricoles très diversifiées sur l'ensemble de leurs cultures. L'analyse réalisée à l'échelle parcellaire sur blé d'hiver a mis en relief un gradient continu de pratiques entre les deux modes de production, qui peuvent être très proches. L'AB et l'AC se distinguent inévitablement par l'utilisation des pesticides mais se rapprochent par d'autres pratiques (travail du sol, semis). L'analyse réalisée à l'échelle paysagère a permis de distinguer huit grandes stratégies de pratiques sur l'ensemble des cultures. Elles se distinguent à un premier niveau par la date semis (cultures de printemps, cultures d'hiver, cultures pluri-annuelles) et à un deuxième niveau par la fréquence d'utilisation des pesticides, des fertilisants et par la nature du travail du sol. Nous avons constaté que les agriculteurs réalisent des assemblages de pratiques dont les interventions sont très liées les unes aux autres, mais la diversité des itinéraires techniques suggère qu'ils ont malgré tout une certaine flexibilité dans leurs choix.

Très peu d'études ont cherché à décrire la diversité des pratiques agricoles. Dans un article récent, Gosme *et al.* (2012) ont caractérisé cette diversité au sein d'un échantillon d'exploitations en AB et en AC situées dans les plaines céréalières françaises. Ils ont montré que les deux modes de production se distinguent clairement par leurs pratiques et que les agriculteurs en AC réalisent une plus grande diversité d'itinéraires techniques que ceux en AB. Ce contraste avec nos résultats vient certainement du fait que peu d'exploitations en AB ont été intégrées dans leur analyse (trois agriculteurs parmi les 54 interrogés). Dans une autre étude, des chercheurs se sont interrogés sur les facteurs à l'origine de la transformation des systèmes agricoles à travers le temps (Vandermeer and Perfecto, 2012). Selon eux, ils sont à la fois écologiques et socioéconomiques et conduisent à la création de « syndromes de production » qui peuvent parfois coexister. La diversité de pratiques observée dans nos paysages est en effet probablement due à de multiples facteurs liés à l'expérience et aux motivations personnelles des agriculteurs (objectifs de production, volonté de réduire l'impact environnemental des pratiques), au contexte économique (coûts de production, prix à la production) et au contexte environnemental (climat, qualité des terres). Les règles agronomiques impliquent une certaine interdépendance entre pratiques, faisant apparaître des grandes stratégies de pratiques (Vasseur *et al.*, 2013). Malgré tout, comme Gosme *et al.*, nous avons montré que ces stratégies se distinguent assez peu les unes des autres, soulignant l'existence d'une certaine flexibilité dans le choix des pratiques.

Ces résultats montrent que les pratiques agricoles sont véritablement à l'origine d'une forme particulière d'hétérogénéité de la matrice agricole qui mérite d'être prise en compte dans les études portant sur les effets de l'environnement paysager sur la biodiversité. La dichotomie AB vs. AC largement utilisée dans la littérature scientifique a du



sens, mais elle ne suffit pas pour caractériser cette hétérogénéité cachée, ce qui risque de masquer ou de sous-estimer les effets des pratiques sur la biodiversité. En effet, comme discuté dans le chapitre II, le choix de la résolution thématique des données en écologie du paysage peu fortement influencer la compréhension des processus étudiés (Bailey *et al.*, 2007; Buyantuyev and Wu, 2007).

1.2. Comment représenter l'hétérogénéité d'un paysage par ses pratiques agricoles ?

Les exploitations en AB sont chaque année recensées et cartographiées à l'échelle de la France. Nous avons contacté un certain nombre d'institutions afin de récupérer ces données (chambre d'agriculture, FRAB, DRAAF), ce qui s'est avéré impossible, notamment en raison de leur confidentialité. A ce jour, il ne paraît donc pas possible de cartographier l'AB sans rencontrer les agriculteurs sur le terrain, ce qui limite considérablement l'étendue spatiale pouvant être considérée pour la cartographie de ces pratiques. L'obtention de telles données devrait toutefois être prochainement possible grâce à la mise en place de la directive INSPIRE, visant à faciliter la diffusion de l'information géographique en Europe. Dans ce travail de thèse, nous nous sommes donc limités à une représentation des modes de production dans des buffers de 500m autour des parcelles échantillonnées. Dans le chapitre V, nous avons également pu utiliser des données à l'échelle de la commune issues de la FRAB (GAB-FRAB observatory network, 2010). Elles étaient non spatialisées et assez grossières (limitées au pourcentage total de surface occupée par l'AB dans chaque commune) mais elles nous ont malgré tout permis d'observer des effets des pratiques sur les insectes auxiliaires.

Pour cartographier les pratiques agricoles de façon plus fine dans les paysages de la zone d'étude, nous avons fait différents choix méthodologiques dans le but d'obtenir un compromis satisfaisant entre la qualité des données et le temps consacré à leur récolte. Tout d'abord, nous avons choisi de limiter l'étendue d'échantillonnage à un rayon de 250m autour de chaque parcelle, ce qui a réduit le nombre d'agriculteurs à contacter. Cependant, nous avons montré dans le chapitre V que les insectes auxiliaires peuvent répondre à l'hétérogénéité paysagère jusqu'à l'échelle de la commune. Représenter la diversité des pratiques à cette échelle aurait donc pu faire sens vis-à-vis de la problématique étudiée, mais ceci ne semblait pas envisageable au regard i) de la difficulté à obtenir les coordonnées de l'ensemble des agriculteurs présents sur une telle zone, ii) du temps consacré à réaliser les enquêtes, iii) de la proportion de données manquantes dans le jeu de données obtenu. Ce dernier point est particulièrement important puisque pour certains paysages, seul un tiers de la surface agricole a pu être cartographiée. Plus l'étendue considérée est grande, plus le risque de ne pas réussir à joindre l'ensemble des exploitants ou qu'ils refusent de répondre est important, ce qui résulte en un jeu de données trop incomplet pour pouvoir être utilisé. Afin de réduire la durée des enquêtes, nous avons également choisi de limiter le nombre de questions posées pour ne pas passer plus de dix minutes avec chaque exploitant. Cette méthode semble être judicieuse puisque les quelques variables obtenues nous ont



permis de bien caractériser la diversité des pratiques agricoles. Pour sélectionner les questions, nous nous sommes basés sur les résultats issus de la première série d'enquêtes plus poussées (environ 45 minutes par entretien) réalisées pour le blé d'hiver. Cette étape a été importante puisqu'elle a permis d'identifier les variables les plus pertinentes pour l'étude. Enfin, nous avons choisi de contacter les agriculteurs par téléphone, ce qui a considérablement réduit le temps consacré à la récolte des informations. Dans la plupart des cas ces entretiens ce sont bien passés, mais certains agriculteurs ont exprimé leur préférence pour les enquêtes réalisées de visu. De plus, interroger les agriculteurs par téléphone ne permet d'obtenir des informations qu'au niveau du type de culture, et non de la parcelle, ce qui donne lieu à des données relativement grossières. Ainsi, nous n'avons pas pu tenir compte du fait qu'un même exploitant peut réaliser des itinéraires techniques différents sur différentes parcelles d'une même culture.

En définitive, on a pu constater que la cartographie des pratiques agricoles à l'échelle du paysage se heurte à des verrous méthodologiques importants. Les recherches réalisées en télédétection peuvent y apporter des réponses intéressantes. Il a en effet été montré que ces techniques peuvent être très utiles à la compréhension de processus écologiques à large échelle (Müller and Brandl, 2009). Au laboratoire LETG-Rennes-COSTEL, Julie Betbeder réalise par exemple un travail de thèse visant à évaluer des images optiques et radars à très haute résolution spatiale pour l'étude des corridors écologiques (Betbeder *et al.*, 2014). En se basant sur des variations de rugosité, de biomasse ou de couleur, certaines pratiques agricoles ont pu être cartographiées sur de grandes étendues. C'est par exemple le cas du travail du sol (Aubert *et al.*, 2011), des dates de semis et de récolte (Baghdadi *et al.*, 2009), de la fauche (Dusseux *et al.*, 2011), des rendements (Doraiswamy *et al.*, 2003), ou encore de la fertilisation (McMurtrey *et al.*, 1994). Néanmoins, la détection de certaines pratiques reste encore inaccessible, en raison de leur « invisibilité » pour les capteurs de télédétection (pesticides). Pour cartographier les pratiques agricoles de façon fine sur de grandes étendues, la méthode la plus efficace pourrait finalement être la modélisation. Dans le projet AGRICONNECT lancé en 2012, il est prévu de modéliser l'occupation du sol à l'échelle du paysage en se basant sur les logiques d'assolement des agriculteurs, afin d'étudier les continuités écologiques dans les paysages agricoles de la région Bretagne. De la même façon, on pourrait donc envisager de modéliser les logiques de décisions des agriculteurs en termes de pratiques agricoles. Le simulateur MELODIE, développé par l'INRA, utilise par exemple les processus décisionnels des éleveurs pour simuler les flux d'éléments dans les exploitations laitières (Chardon *et al.*, 2011).



2. LES PRATIQUES AGRICOLES ONT UN EFFET SUR LES COMMUNAUTÉS D'INSECTES AUXILIAIRES A DIFFÉRENTES ÉCHELLES

2.1. Echelle parcellaire : effets du mode de production et des pratiques individuelles

Dans les trois chapitres comparant les effets de l'AB et de l'AC à l'échelle parcellaire, nous avons montré un effet globalement positif et nettement marqué des pratiques biologiques sur l'abondance et la richesse spécifique des insectes auxiliaires, en accord avec de nombreuses études (Pfiffner and Niggli, 1996; Clark, 1999; Krauss *et al.*, 2011). Ces résultats montrent que la dichotomie AB vs. AC a du sens pour les groupes d'insectes étudiés et suggèrent que l'AB est un mode de production pouvant potentiellement permettre la réalisation d'un contrôle biologique efficace des ravageurs. Les effets positifs de l'AB que nous avons montrés sont très certainement le résultat d'effets à la fois directs et indirects des pratiques agricoles. Ainsi, les parcelles de blé en AB échantillonnées présentaient une abondance et une diversité de plantes adventices nettement supérieures à l'AC, en lien avec l'absence d'herbicides. Associées à une forte densité de blé, elles fournissent aux insectes des conditions microclimatiques favorables (ombrage, humidité) ainsi que des ressources alimentaires alternatives (Ali and Reagan, 1985; Langellotto and Denno, 2004).

Considérer la diversité des pratiques agricoles nous a permis de comprendre plus finement comment agissent les deux grands modes de production étudiés sur les insectes auxiliaires, dans les systèmes de polyculture-élevage de notre zone d'étude. Ainsi, nous avons pu identifier les interventions qui affectent réellement les différents taxa, de façon positive ou négative. Dans certains cas, ces pratiques sont clairement associées à la dichotomie AB vs. AC (utilisation de pesticides), tandis que dans d'autres cas, les pratiques identifiées sont aussi bien réalisées par les agriculteurs en AB que par ceux en AC (travail du sol). Ce résultat est important car il montre qu'il est possible de favoriser la présence de certains groupes d'insectes auxiliaires sans une conversion à l'AB, la modification de quelques pratiques clés semblant suffisante pour augmenter leur abondance dans les parcelles. Cependant, il faut rester prudent avec ces conclusions puisque comme évoqué précédemment, les pratiques réalisées par les agriculteurs sont dépendantes d'un système socio-économique complexe dont nous n'avons pas pris en compte tous les paramètres.

L'interprétation de nos résultats est par ailleurs limitée par certains aspects de l'échantillonnage. Ainsi, les deux années d'étude ont été soumises à des conditions météorologiques particulières (températures basses, précipitations) qui n'ont pas été favorables au développement des insectes. En particulier, les abondances de pucerons ont été très faibles au cours des deux années, minimisant fortement leur niveau de pression sur les cultures. En conséquence, très peu d'agriculteurs ont eu recours à l'utilisation d'insecticides. Bien que les différents résultats présentés dans ce manuscrit apportent des éléments de réponse intéressants quant aux effets des pratiques sur les insectes auxiliaires, ils ne permettent donc pas de conclure sur ces relations en cas de forte infestation de pucerons. La variabilité interannuelle de la pression exercée par les ravageurs de cultures est un phénomène qui a déjà été observé, en particulier pour les pucerons (Sequeira and Dixon,



1997). Une bonne compréhension des processus impliqués dans le contrôle biologique nécessiterait donc de réaliser des études sur plusieurs années, afin de pouvoir tenir compte de la dynamique temporelle des populations de ravageurs et d'auxiliaires (Likens, 1989).

2.2. Echelle paysagère : importance relative des pratiques et des éléments semi-naturels

2.2.1. Organisation des paysages

Le plan d'échantillonnage que nous avons réalisé avait pour objectif de sélectionner une série de paysages ne présentant la variabilité que d'un seul paramètre, le pourcentage de surfaces en AB. Cependant, les différentes analyses réalisées à l'échelle du paysage ont montré que les sites sélectionnés présentaient une organisation particulière qui s'est avérée importante pour les communautés d'auxiliaires.

Tout d'abord, une cartographie fine de l'occupation du sol a révélé une variabilité plus importante de la quantité d'éléments boisés que celle choisie dans la procédure de sélection des sites. Ce contraste est dû à la différence de résolution entre la carte utilisée pour la sélection (réalisée sur de grandes étendues avec un grain grossier) et celle numérisée pour l'étude (réalisée sur de petites étendues avec un grain fin). Ainsi, le relevé d'occupation du sol réalisé sur le terrain a permis de cartographier des éléments boisés qui n'avaient pas été détectés par le processus de télédétection utilisé pour créer la carte grossière. Cette observation soulève un problème méthodologique récurrent en écologie du paysage, lié à la nécessité de réaliser des compromis lors de la cartographie des sites d'étude. Bien que les méthodes actuelles de télédétection offrent beaucoup de possibilités, elles restent encore limitées en terme de précision (erreurs de classification) (Shao and Wu, 2008). Les chercheurs doivent donc choisir entre la représentation de grandes étendues spatiales et la représentation d'éléments paysagers avec une résolution fine. Compte tenu des processus écologiques et des patrons paysagers étudiés, il faut donc parvenir à un compromis satisfaisant entre l'étendue et le grain des cartes utilisées, permettant de répondre aux questions de recherche posées.

Un des objectifs de cette thèse était d'évaluer les effets respectifs de la composition et de la configuration paysagère des pratiques agricoles. N'ayant pas choisi nos paysages de façon à décorrélérer volontairement ces deux paramètres, il a parfois été difficile d'en distinguer les effets, ce qui est un problème connu en écologie du paysage (Ewers and Didham, 2006; Duflot, 2013). Dans le chapitre IV, l'utilisation de modèles linéaires nous a contraints à supprimer les variables trop corrélées entre elles et donc à exclure des modèles toutes les métriques relatives à la configuration des pratiques agricoles. En effet, nous avons constaté que plus une pratique est répandue dans le paysage, plus sa longueur d'interface avec les autres éléments paysagers est importante, ce qui se confond avec l'effet de fragmentation (Figure 1). Dans le chapitre III, l'utilisation des PLS-PM nous a permis d'avoir une meilleure gestion des corrélations. Ainsi, cette méthode statistique permettant de traiter efficacement les problèmes de multicolinéarité entre variables, nous avons pu



quantifier les effets respectifs de la composition et de la configuration des pratiques agricoles sur les insectes auxiliaires. Cependant, l'échantillon de paysages que nous avons utilisé reste limité pour étudier ces questions. Une meilleure solution serait en effet de choisir des sites qui ne présentent la variabilité que d'un seul paramètre (composition ou configuration), mais la construction d'un tel gradient reste complexe car certaines situations sont très rarement rencontrées dans les paysages réels.

Enfin, nous avons constaté dans le chapitre IV que plus l'étendue cartographique considérée pour décrire les paysages augmente, plus ils s'homogénéisent (ils tendent vers un même niveau d'hétérogénéité). En effet, la structure paysagère de la zone d'étude, comme celle de nombreux territoires, s'organise en un assemblage de motifs répétés dans l'espace (MacArthur, 1972; Wu, 1999). Ce phénomène rejoint les différents problèmes de choix d'échelle propres à l'écologie du paysage. Ainsi, cela signifie qu'au-delà d'une certaine étendue, il devient impossible de construire un gradient paysager pouvant faire sens vis-à-vis d'un processus écologique. Dans notre étude, nous avons malgré tout mis en relief les effets de métriques paysagères calculées sur de grandes étendues, mais ils étaient uniquement associés aux éléments paysagers les plus variables (éléments boisés, AB).

En définitive, les sites que nous avons suivis présentaient des caractéristiques particulières, propres à l'organisation « naturelle » des paysages de la zone d'étude et que nous n'avions pas contrôlées lors de leur sélection. En effet, pour des raisons méthodologiques, il est parfois difficile de construire des panels de paysages répondant parfaitement aux critères d'une problématique de recherche. Certains paramètres, comme le pourcentage d'AB, peuvent être facilement isolés de façon à obtenir des gradients paysagers, mais d'autres sont beaucoup plus difficiles à contrôler. En outre, on peut se demander s'il est réellement pertinent de chercher à comprendre le fonctionnement de situations que l'on rencontre rarement dans nos paysages. L'important semble plutôt de bien observer la façon dont ils sont structurés afin d'avoir une bonne compréhension des métriques que l'on mesure et de leurs effets sur la biodiversité.

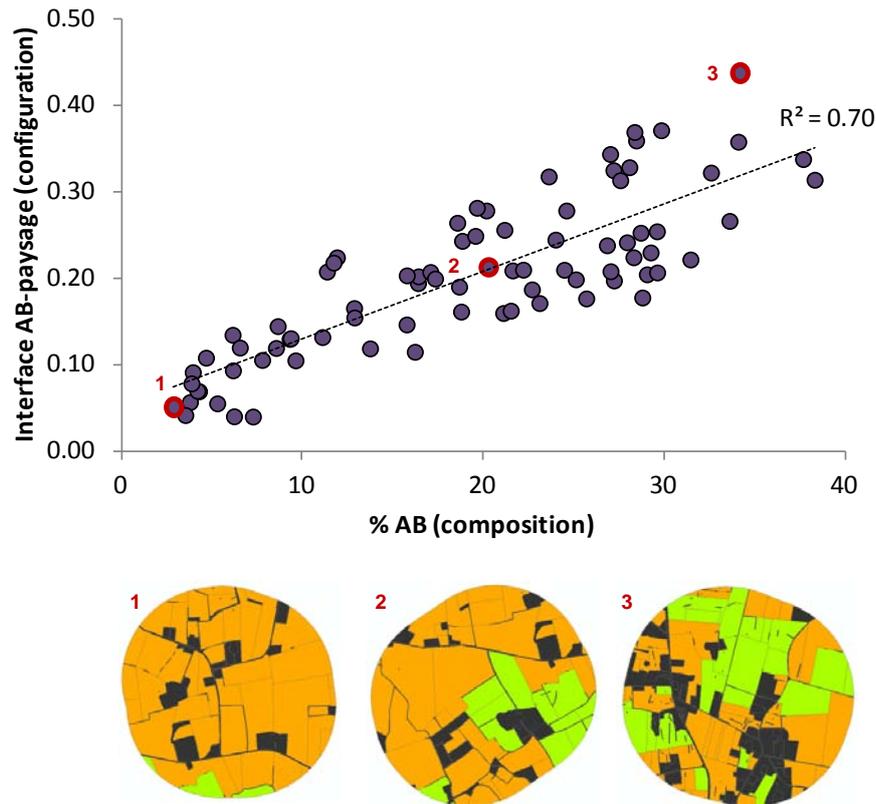


Figure 1. Relation entre une métrique de composition et une métrique de configuration de l'AB dans les 80 paysages de l'étude. Trois paysages répartis le long du gradient d'hétérogénéité ont été représentés, avec l'AB en vert, l'AC en orange, et les zones non cultivées en gris.

2.2.2. Facteurs paysagers influençant les communautés d'auxiliaires

Les différents résultats que nous avons obtenus ont révélé un effet peu marqué des pratiques agricoles à l'échelle du paysage sur les insectes auxiliaires, comparativement à l'échelle parcellaire. Contrairement à d'autres études (Holzschuh *et al.*, 2008; Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010), nous n'avons ainsi montré aucun effet du pourcentage de surfaces en AB dans l'environnement des parcelles. A l'inverse, la quantité et l'accessibilité des éléments boisés (et notamment des haies) se sont révélées être des paramètres importants pour favoriser l'abondance et la richesse spécifique des différents taxa étudiés. Ce résultat n'est pas surprenant compte tenu de la littérature scientifique (Burel, 1996; Bianchi *et al.*, 2006) et de l'importante variabilité de ces éléments entre paysages (bien que non souhaitée au départ). Par ailleurs, une représentation plus précise des itinéraires techniques a permis de mettre à jour l'importance de certains aspects des pratiques agricoles pour les insectes auxiliaires, ce grâce à i) une caractérisation fine des stratégies de pratiques et ii) une approche multi échelles de leurs effets.

Comme évoqué précédemment, nous avons pu identifier huit grandes stratégies de pratiques pour les différentes cultures de la zone d'étude. Cette représentation fine a permis



de montrer que l'étendue et/ou l'accessibilité de deux de ces stratégies avaient un effet sur les communautés d'auxiliaires. Pour l'une d'entre elles, caractérisée par une gestion plutôt intensive des cultures de printemps (utilisation fréquente de fongicides et d'insecticides, pratique du labour, faible travail du sol), cet effet était négatif. Pour l'autre, caractérisée par une gestion plutôt extensive des cultures d'automne (absence de pesticides, fertilisation organique, pratique du labour, travail du sol fréquent), cet effet était positif. Nous avons également mis en évidence un effet positif de la configuration de certaines stratégies de pratiques, à proximité des parcelles (adjacence directe avec des cultures d'hiver) ou sur de plus grandes étendues paysagères (proximité entre l'AC et les éléments boisés jusqu'à 300m autour des parcelles).

Ces résultats montrent que l'étendue et l'organisation spatiale de certaines stratégies de pratiques, réalisées à certains moments de l'année, sur certaines cultures et à certaines échelles, pourraient favoriser ou au contraire défavoriser les communautés d'auxiliaires présentes dans les paysages. On sait en effet que les insectes se déplacent dans les agro-écosystèmes, entre les différentes parcelles ainsi qu'entre les parcelles et les éléments non cultivés adjacents (Dennis and Fry, 1992; Fahrig, 2007). La réalisation de pratiques défavorables sur de trop grandes étendues pourrait donc certainement réduire leur possibilité de se réfugier en cas de perturbation et de compléter leur cycle de vie. En outre, l'emprise spatiale des pratiques défavorables peut être accrue par des phénomènes de « débordement », en particulier dus à la dispersion aérienne des pesticides pulvérisés (Wittich and Siebers, 2002). A l'inverse, de grandes étendues facilement accessibles de taches de pratiques favorables pourraient constituer des habitats importants pour les auxiliaires, au même titre que les éléments semi-naturels.

En définitive, bien qu'on ait pu identifier les effets de certains aspects des pratiques agricoles sur les insectes auxiliaires à l'échelle du paysage, ils restent très faibles au regard de nos observations à l'échelle parcellaire et des résultats obtenus dans d'autres études. On peut supposer que l'absence d'effet de l'étendue de l'AB est liée au dense réseau de haies caractérisant les paysages de bocage dans lesquels notre étude a été conduite (Burel and Baudry, 1990). Ainsi, plusieurs auteurs ont montré que les effets de l'AB au niveau parcellaire sont moins importants dans les paysages riches en éléments semi-naturels comparativement à des paysages plus ouverts (Roschewitz *et al.*, 2005a; Rundlöf and Smith, 2006). De la même façon, on peut donc poser comme hypothèse que les effets positifs de l'AB à l'échelle paysagère sont moins marqués dans les paysages complexes car ces derniers sont déjà suffisamment riches en habitats pour permettre aux communautés d'ennemis naturels de s'y maintenir. Pour que cette hypothèse soit validée, il faudrait que l'ensemble de nos sites se situent au-dessus du « seuil » de complexité défini par Tscharrntke *et al.* (2005), ce qui semble peu probable compte tenu de la forte variabilité de leur recouvrement en éléments boisés (de 1.3% à 32.7%). Ce dernier point ouvre néanmoins des perspectives intéressantes concernant l'existence d'interactions entre les pratiques agricoles locales et les caractéristiques paysagères. Des explorations graphiques nous ont ainsi permis de voir que



les différences d'abondances d'auxiliaires entre les parcelles en AB et en AC peuvent varier en fonction de l'ouverture du paysage (mesurée par le pourcentage d'éléments boisés) et en fonction de la nature des pratiques réalisées dans le paysage (mesurée par le pourcentage d'AB) (figure 2). Comme dans le schéma proposé par Tschardt *et al.* (2005) (cf. introduction générale), on observe un contraste moins important entre l'AB et l'AC dans les paysages les plus fermés. Cependant, cette tendance est le résultat de réponses contrastées de la part des trois taxa étudiés. Les abondances de coccinelles diminuent dans les parcelles en AB quand le paysage se ferme, ce qui est probablement dû à un effet de dilution³ des populations (Holzschuh *et al.*, 2011; Parsa *et al.*, 2011). A l'inverse, les abondances de carabes augmentent dans les parcelles en AC quand le paysage se ferme, suggérant que les populations bénéficient autant de la présence d'éléments boisés dans le paysage que de la réalisation de pratiques biologiques dans la parcelle. Les parasitoïdes présentent quant à eux une réponse intermédiaire. Seules les coccinelles semblent affectées par la nature des pratiques dans le paysage environnant. Ainsi, on s'aperçoit que leur abondance est nettement supérieure dans les paysages présentant une forte proportion d'AB, mais que cette tendance n'existe que pour les parcelles en AB. De telles interactions entre les pratiques locales et paysagères ont déjà été mises en évidence dans d'autres études (Rundlöf *et al.*, 2008a; Gabriel *et al.*, 2010; Gosme *et al.*, 2012) et semblent importantes à prendre en compte puisqu'elles révèlent des effets non observés dans les analyses plus globales.

³ Un effet de dilution se produit lorsque la disponibilité d'un habitat ou d'une ressource est supérieure aux besoins de la population totale, qui se répartit à faible densité sur l'ensemble de l'espace disponible.

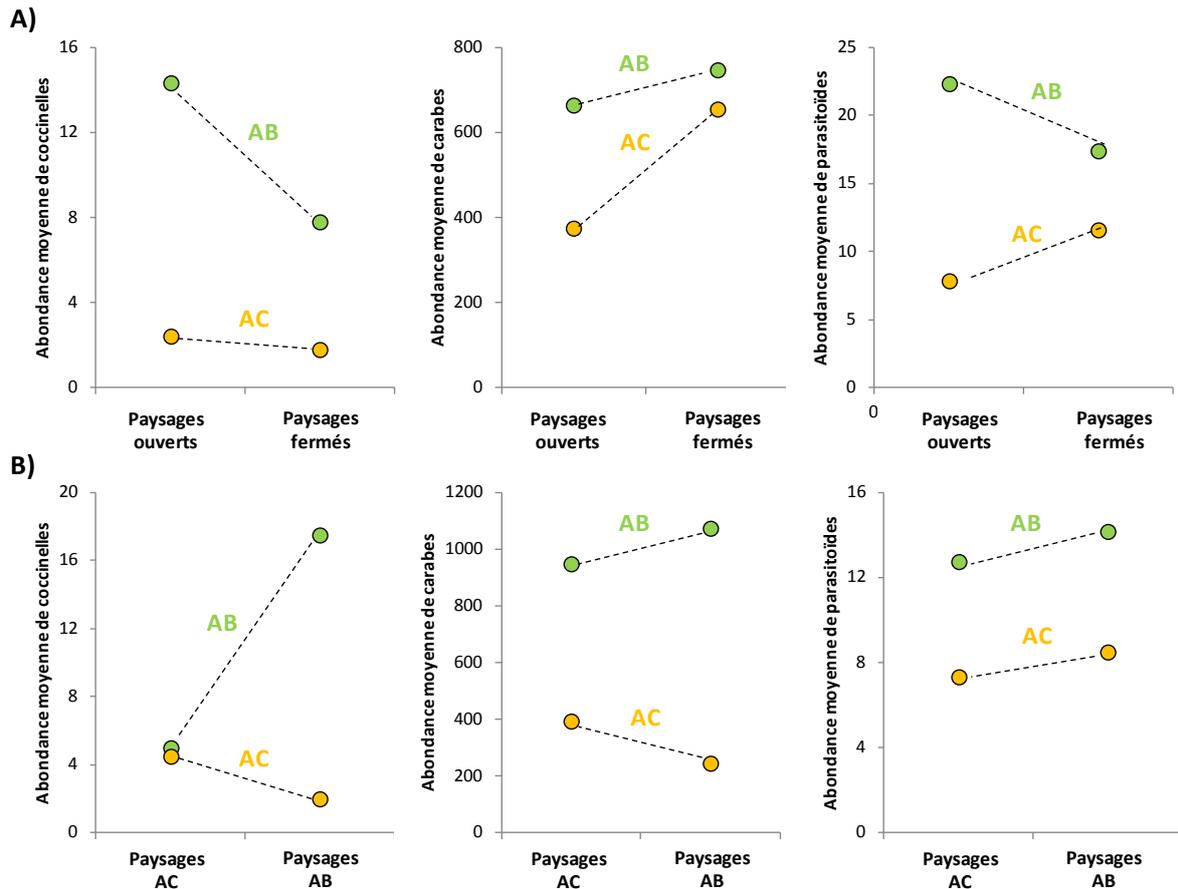


Figure 2. Abondance moyenne des coccinelles, carabes et parasitoïdes échantillonnés dans les parcelles en AB (en vert) et en AC (en orange) des vingt paysages les plus contrastés concernant A) le pourcentage d'éléments boisés (10 paysages ouverts : $1.92\% \pm 0.01ET$; 10 paysages fermés : $19.98\% \pm 0.07ET$) et B) le pourcentage d'AB (10 paysages AC : $3.33\% \pm 0.01ET$; 10 paysages AB : $31.85\% \pm 0.03ET$), calculés dans un rayon de 500m autour des parcelles.

2.3. Réponses contrastées des différents groupes d'auxiliaires suivis

Les trois groupes d'insectes auxiliaires que nous avons échantillonnés ont été affectés par les pratiques agricoles réalisées à l'échelle de la parcelle et du paysage. Cependant, les différents résultats ont mis en évidence des réponses très contrastées entre les coccinelles, les carabes et les parasitoïdes.

A l'échelle parcellaire, nous avons montré que les communautés de coccinelles sont favorisées par l'absence de pesticides, le semis d'un nombre élevé de variétés de blé et un travail du sol fréquent. Au niveau du paysage environnant, elles semblaient bénéficier de la proximité entre l'AC et les éléments boisés. Les communautés de carabes ont quant à elles été favorisées par le travail du sol au niveau local. A l'échelle du paysage, de grandes étendues de cultures de printemps gérées avec une utilisation fréquente de pesticides ont semblées défavorables à la diversité des petites espèces. Les grandes espèces semblaient



d'avantage affectées par la quantité d'éléments boisés, bien que les résultats concernant ce point se soient révélés contradictoires. Enfin, les parasitoïdes ont semblés beaucoup moins affectés par les pratiques agricoles que les deux autres taxa. A l'échelle parcellaire, un effet positif de l'AB n'est apparu qu'en prenant en compte les deux années de suivies (l'absence d'effet dans le chapitre II pouvant s'expliquer par une trop faible abondance en 2012). Enfin, la richesse spécifique des parasitoïdes était plus élevée dans les paysages comprenant de larges taches accessibles de cultures d'automne gérées avec peu de pesticides.

La variabilité de réponse de différents taxa à un même phénomène est une observation qui a déjà été faite dans de nombreuses études, en particulier concernant les effets de l'AB sur la biodiversité (Bengtsson *et al.*, 2005; Fuller *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Ces résultats sont très probablement dus à la variabilité des traits d'histoire de vie entre les espèces, modifiant leurs capacités à répondre aux perturbations engendrées par les pratiques agricoles. Dans le chapitre V, nous avons supposé que l'échelle à laquelle les différents taxa répondent aux pratiques agricoles est dépendante de leurs capacités de dispersion. Cependant, nos résultats n'ayant pas permis de valider cette hypothèse, on peut s'interroger sur la nature des traits qui sont véritablement à l'origine des différences observées. Une analyse fine de la structure des communautés pourrait permettre d'éclaircir ce point. En particulier, les carabes vivant dans les agro-écosystèmes comptent de nombreuses espèces qui présentent des traits d'histoire de vie très contrastés. Des études ont déjà montré que les effets de l'hétérogénéité paysagère sur ce groupe peuvent varier en fonction de la taille (Dufлот *et al.*, 2014) ou de la période de reproduction (Barbaro and van Halder, 2009) des espèces. Suite à nos résultats, on pourrait donc poser différentes hypothèses pour mieux comprendre les effets des pratiques agricoles réalisées à l'échelle parcellaire et paysagère sur les communautés d'auxiliaires, et en particulier de carabes. On peut par exemple supposer que les parcelles en AB sont particulièrement favorables aux espèces phytophages et généralistes (en raison de la présence d'une végétation plus abondante et plus diversifiée), aux espèces de grande taille vivant préférentiellement dans les habitats fermés, ou encore aux espèces se reproduisant au printemps (car les larves des reproducteurs d'automne peuvent être particulièrement sensibles au désherbage mécanique réalisé en début d'année). De la même façon, une meilleure compréhension de la réponse des communautés d'auxiliaires aux pratiques agricoles pourrait être permise par une étude précise de leur évolution intra-annuelle. Ainsi, les itinéraires techniques réalisés par les agriculteurs au cours d'une année constituent des séquences ordonnées de pratiques, susceptibles d'affecter la dynamique temporelle des populations (Vasseur *et al.*, 2013).



3. APPORTS ET PERSPECTIVES

3.1. Quels apports pour la gestion des paysages agricoles ?

L'ensemble des résultats que nous avons obtenus permettent de proposer des pistes d'action pour l'aménagement des paysages agricoles. Ainsi, il semble possible de favoriser la diversité des communautés d'insectes auxiliaires en agissant sur la nature et l'agencement des pratiques agricoles à différentes échelles.

Dans nos paysages, c'est au niveau parcellaire que la nature des pratiques agricoles a paru avoir le plus d'importance pour les insectes. Nous avons montré que l'AB est un mode de production qui est favorable à leur abondance et à leur richesse spécifique, et qui peut donc potentiellement permettre la réalisation d'un contrôle biologique efficace des ravageurs. Cependant, la caractérisation de la diversité des pratiques à l'échelle de la parcelle comme à l'échelle du paysage nous a également permis de montrer que certaines pratiques clés (nombre de variétés semées, fréquence de travail du sol) pourraient suffire à atteindre cet objectif, quel que soit le mode de production. En termes de gestion des agro-écosystèmes, ce résultat est important car il pourrait permettre de développer des leviers d'actions touchant l'ensemble des agriculteurs. Ainsi, il est certainement plus simple pour un agriculteur de modifier quelques pratiques plutôt que d'envisager une conversion complète à l'AB. De plus, argumenter sur l'effet des pratiques individuelles plutôt que sur les grands modes de production peut permettre de déstigmatiser l'AC, souvent pointée du doigt et mise en cause dans les effets négatifs de l'agriculture sur la biodiversité. Dans nos paysages, faire de l'AB sur de grandes étendues ou en suivant une organisation spatiale particulière des parcelles n'a pas semblé nécessaire à l'augmentation de la diversité des insectes auxiliaires. Cependant, pour atteindre cet objectif, l'étendue et l'accessibilité de certaines stratégies de pratiques pourraient être augmentées ou au contraire limitées, et il semble important de bénéficier d'une proportion élevée d'éléments boisés. Globalement, nos résultats semblent conforter les idées proposées par le land sharing (Green *et al.*, 2005), un concept basé sur l'intégration de la biodiversité dans les zones cultivées. En effet, bien que nous n'ayons pas mis en évidence un effet positif de grandes étendues d'AB sur les communautés d'auxiliaires, nous avons montré qu'elles bénéficient de la réalisation de certaines stratégies de pratiques pauvres en intrants de synthèse et de la présence directe d'éléments semi-naturels dans le paysage. Pour aller plus loin, il serait nécessaire d'évaluer les bénéfices apportés en retour par ces ennemis naturels à l'agriculture.

Afin de mettre en place de tels aménagements dans les paysages agricoles, il est important de tenir compte de l'ensemble des acteurs impliqués dans l'équilibre environnemental et socioéconomique des agro-écosystèmes (Jackson *et al.*, 2007; Lovell and Johnston, 2009). Concernant les pratiques agricoles, différents acteurs agissant à différentes échelles sont concernés par les décisions relatives à leur nature et à leur organisation spatiale. Les agriculteurs, à travers leurs choix, sont les premiers acteurs capables d'agir directement sur les pratiques. Comme évoqué précédemment, ces choix sont cependant influencés par de nombreux facteurs, extérieurs à l'exploitation et associés à différentes



institutions publiques et privées (Reganold *et al.*, 2011). Ces facteurs peuvent agir sur les pratiques réalisées à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation. Par exemple, sur la base de conseils apportés par un technicien, un agriculteur peut choisir de semer des mélanges de variétés ou de semer ses céréales à proximité de haies. Au-delà de l'exploitation, les pratiques peuvent évoluer sur de plus grandes étendues spatiales grâce aux associations d'agriculteurs ou à des décisions prises par les communes ou les communautés de commune. En Ille-et-Vilaine, l'association Adage 35 regroupe par exemple des éleveurs dont le système fourrager repose sur l'herbe pâturée. Enfin, des décisions politiques prises à l'échelle de la région, du pays ou même de l'Europe peuvent avoir des répercussions importantes sur les pratiques que les agriculteurs réalisent dans leurs parcelles. La conversion à l'AB fait ainsi partie des nombreuses actions soutenues par les MAE. De la même façon, les GIEE (Groupements d'Intérêt Economique et Environnemental) encouragent la mise en place de groupements locaux d'agriculteurs s'engageant à mettre en œuvre des projets pluriannuels de modification durable de leurs pratiques, en visant des performances à la fois économiques et environnementales.

La mise en pratique des résultats issus de la recherche scientifique nécessite de réaliser des partenariats forts au sein des chercheurs et avec les différents acteurs des agro-écosystèmes (Jackson *et al.*, 2007; Benoît *et al.*, 2012). Au cours de ce travail de thèse, une attention particulière a ainsi été portée à la transmission des résultats obtenus auprès de la communauté scientifique (Annexe L), mais également auprès des agriculteurs et des institutions concernées par la problématique étudiée. Suite à une intervention dans le colloque annuel DinABio (colloque national visant à diffuser et mettre en débat les acquis récents des recherches en AB), un article a tout d'abord été publié dans la revue *Innovations Agronomiques*, éditée par l'INRA et s'adressant à un large public dans le domaine de l'agronomie (Puech *et al.*, 2013) (annexe I). Une synthèse de cet article a été publiée par la revue de l'ITAB (Institut Technique de l'AB) *Alter Agri*, consacrée aux actualités techniques et scientifiques de l'AB (Cresson, 2013). Suite au travail de terrain et aux enquêtes réalisées avec les agriculteurs, des plaquettes personnalisées présentant les principaux résultats de l'étude ont été envoyées à chacun d'entre eux, en 2012 (annexe J) puis en 2013 (annexe K). En 2014, une demi-journée de restitution a enfin été organisée dans une commune située au centre de la zone d'étude, à laquelle ont été conviés l'ensemble des agriculteurs impliqués dans l'étude, des membres de la chambre d'agriculture de Bretagne, ainsi que des membres de l'ITAB.

3.2. Quelles perspectives pour la recherche scientifique ?

L'étude qui a été conduite dans ce travail de thèse porte sur un type de culture (le blé d'hiver), un type de production (la polyculture-élevage) et un type de paysage (le bocage), ce qui pose inévitablement des limites en termes d'extrapolation des résultats. Pour pouvoir appliquer les conclusions obtenues à d'autres systèmes, il est donc nécessaire de réaliser des études complémentaires. Dans cette optique, il est par exemple envisagé de réaliser un



travail collaboratif avec une équipe du Centre d'Etudes Biologiques de Chizé afin de mesurer les effets de l'hétérogénéité de l'AB sur les insectes auxiliaires en lien avec le type de paysage. En effet, des données comparables à celles présentées dans cette thèse ont été récoltées dans la zone atelier Plaine et Val de Sèvre, caractérisée par des paysages céréaliers nettement plus ouverts qu'en Ille-et-Vilaine. Une telle étude comparative permettra notamment d'explorer plus facilement les hypothèses évoquées précédemment concernant les interactions entre échelles. Par ailleurs, les relevés de terrain et les discussions avec les agriculteurs nous ont montré que les attaques de pucerons sur blé d'hiver en Ille-et-Vilaine ne constituent pas à un problème majeur de protection des cultures. En effet, les infestations dépassent rarement le seuil de nuisibilité au-delà duquel il est conseillé aux agriculteurs de traiter (un épi sur deux colonisés par au moins un puceron) (Deléglise, 2014). Etudier les effets des pratiques agricoles sur les ennemis naturels de pucerons nous a permis d'accéder à un premier niveau de compréhension des facteurs impliqués dans la structuration de ces communautés. Pour aller plus loin et pouvoir proposer des solutions d'aménagement apportant des réponses directes aux besoins des agriculteurs, il sera nécessaire d'explorer ces questions pour des ravageurs et des cultures plus problématiques (e.g. taupins sur céréales, méligèthes sur colza).

Comme expliqué dans l'introduction générale, ce travail de thèse s'est limité à l'étude de deux composantes clés impliquées dans la régulation biologique, l'abondance et la richesse spécifique des ennemis naturels, en faisant l'hypothèse qu'elles fournissent une bonne estimation des processus sous-jacents (prédation, parasitisme). Les résultats obtenus sont donc limités car ils ne permettent pas de tirer de conclusion quand au fonctionnement direct du contrôle biologique, et encore moins du service rendu qui y est associé. Pour étudier la fonction de régulation, il serait en effet nécessaire de réaliser des mesures de taux de prédation et de parasitisme à l'aide de dispositifs expérimentaux adaptés. Dans le projet européen FarmLand (rôle de l'hétérogénéité des cultures pour la biodiversité et les services écosystémiques dans les paysages agricoles), auquel l'unité SAD-Paysage participe, des « cartes pucerons » ont par exemple été utilisées afin de quantifier directement le pourcentage de proies consommées par des prédateurs. L'évaluation du contrôle biologique en termes de service rendu est en enjeu encore plus ambitieux puisqu'elle nécessite l'utilisation d'une approche pluridisciplinaire forte (Jackson *et al.*, 2007). Dans cette thèse, des réponses ont été apportées grâce à l'écologie et à l'agronomie, mais elles devront être complétées par des approches socio-économiques pour réellement pouvoir mesurer les coûts et les bénéfices liés à l'utilisation du contrôle biologique par la société. Suite aux résultats obtenus sur la diversité des pratiques, il serait par exemple intéressant d'étudier les logiques de décisions des agriculteurs qui en sont à l'origine, afin de mieux comprendre comment les adapter.

Le dispositif de suivi qui a été construit dans ce travail de thèse peut servir de base à l'investigation de ces différentes questions de recherche. Ainsi, plusieurs projets ont déjà été construits à partir de notre réseau de paysages et d'agriculteurs. C'est le cas des projets



SEBIOPAG et SOLUTION, démarrés en 2014, qui visent respectivement à mettre en place un réseau de sites d'observation à long terme des services écosystémiques assurés par la biodiversité dans les paysages agricoles, et à stimuler les régulations naturelles via la diversification des systèmes de culture à l'échelle du paysage. Par ailleurs, un autre travail de thèse réalisé actuellement à l'UMR IGEPP de Rennes a utilisé notre dispositif d'étude pour construire une partie de son protocole. Il s'agit de la thèse d'Alexia Marie, qui porte sur l'influence des paysages agricoles sur la distribution et l'évolution des traits d'histoire de vie chez les auxiliaires de cultures. Enfin, les sites que nous avons suivis ont été rattachés à la Zone Atelier Armorique, permettant ainsi de pérenniser ce dispositif et de l'ouvrir à l'investigation de nouvelles questions de recherche.

REFERENCES





- Agence Bio, 2012. Annuaire officiel des opérateurs notifiés en agriculture biologique. French agency for the organic farming development and promotion. Available from <http://annuaire.agencebio.org/> (accessed April 2012).
- Agence Bio, 2013. L'agriculture biologique, ses acteurs, ses produits, ses territoires. La Documentation française, Paris (France).
- Agreste, 2010. La statistique, l'évaluation et la prospective agricole. Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt. Available from <http://agreste.agriculture.gouv.fr/> (accessed July 2014).
- Ali, A.D., Reagan, T.E., 1985. Vegetation manipulation impact on predator and prey populations in Louisiana sugarcane ecosystems. *Journal of economic entomology* 78, 1409-1414.
- Altieri, M.A., 1989. Agroecology: A new research and development paradigm for world agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27, 37-46.
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19-31.
- Aubert, M., Baghdadi, N., Zribi, M., Douaoui, A., Loumagne, C., Baup, F., El Hajj, M., Garrigues, S., 2011. Analysis of TerraSAR-X data sensitivity to bare soil moisture, roughness, composition and soil crust. *Remote Sensing of Environment* 115, 1801–1810.
- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N., 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 205-217.
- Baessler, C., Klotz, S., 2006. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115, 43-50.
- Baghdadi, N., Boyer, N., Todoroff, P., El Hajj, M., Bégué, A., 2009. Potential of SAR sensors TerraSAR-X, ASAR/ENVISAT and PALSAR/ALOS for monitoring sugarcane crops on Reunion Island. *Remote Sensing of Environment* 113, 1724–1738.
- Bahlai, C.A., Xue, Y., McCreary, C.M., Schaafsma, A.W., Hallett, R.H., 2010. Choosing Organic Pesticides over Synthetic Pesticides May Not Effectively Mitigate Environmental Risk in Soybeans. *Plosone* 5.
- Bailey, D., Herzog, F., Augenstein, I., Aviron, S., Billeter, R., Szerencsits, E., Baudry, J., 2007. Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators* 7, 692-709.
- Barbaro, L., van Halder, I., 2009. Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography* 32, 321-333.
- Barbault, R., 1995. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning* 31, 89-98.
- Barbosa, P., 1998. *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego (USA).
- Barton, K., 2013. Model selection and model averaging based on information criteria (AICc and alike). R package version 1.9.13.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., 2014. Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-5.
- Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60, 7-22.
- 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, 261-269.
- Benoît, M., Rizzo, D., Marraccini, E., Moonen, A.C., Galli, M., Lardon, S., Rapey, H., Thenail, C., Bonari, E., 2012. Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landscape Ecology* 10, 1385-1394.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Betbeder, J., Nabucet, J., Pottier, E., Baudry, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., 2014. Detection and Characterization of Hedgerows Using TerraSAR-X Imagery. *Remote Sensing* 6, 3752-3769.



- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society* 273, 1715-1727.
- Bianchi, F.J.J.A., Wäckers, F.L., 2008. Effects of flower attractiveness and nectar availability in field margins on biological control by parasitoids. *Biological Control* 46, 400-408.
- Bond, W., Grundy, A.C., 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* 41, 383-405.
- Bossenbroek, J.M., Wagner, H.H., Wiens, J.A., 2004. Taxon-dependent scaling: beetles, birds, and vegetation at four North American grassland sites. *Landscape Ecology* 20, 675-688.
- Boussard, H., Baudry, J., 2014. Chloé212 : a software for landscape pattern analysis. INRA, SAD-Paysage. <http://www.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Chloe>.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der vegetationskunde*. Springer, New-York.
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5-32.
- Brittany Chamber of Agriculture, 2009. Guide Pratique, conversion à l'agriculture biologique en Bretagne. Available from <http://www.synagri.com> (accessed July 2014).
- Brussaard, L., Caron, P., Campbell, B., Lipper, L., Mainka, S., Rabbinge, R., Babin, D., Pulleman, M., 2010. Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, 34-42.
- Burel, F., 1996. Hedgerows and Their Role in Agricultural Landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15, 169-190.
- Burel, F., Baudry, J., 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* 4, 197-210.
- Burel, F., Baudry, J., 2003. *Landscape Ecology : Concepts, Methods, and Applications*. CRC Press, London (UK).
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., Lefeuvre, J.-C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19, 47-60.
- 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, 195-204.
- Burie, J.-B., Langlais, M., Calonnec, A., 2011. Switching from a mechanistic model to a continuous model to study at different scales the effect of vine growth on the dynamic of a powdery mildew epidemic. *Annals of Botany* 107, 885-895.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. Second ed. Springer, New York (USA).
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel Inference, Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research* 33, 261-304.
- Buyantuyev, A., Wu, J., 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology* 22, 7-13.
- Caborn, J.M., 1955. The influence of shelter-belts on microclimate. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 81, 112-115.
- Calonnec, A., Burie, J.-B., Langlais, M., Guyader, S., Saint-Jean, S., Sache, I., Tivoli, B., 2013. Impacts of plant growth and architecture on pathogen processes and their consequences for epidemic behaviour. *European Journal of Plant Pathology* 135, 479-497.
- Cardina, J., Herms, C.P., Doohan, D.J., 2002. Crop rotation and tillage system effects on weed seedbanks. *Weed Science* 50, 448-460.
- Chamberlain, D.E., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation* 88, 307-320.
- Chappell, M.J., LaValle, L.A., 2011. Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis. *Agriculture and Human Values* 28, 3-26.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.P., Raison, C., Gall, A.L., Dourmad, J.Y., Poupa, J.C., Delaby, L., Morvan, T., Leterme, P., Paillat, J.M., Espagnol, S., Faverdin, P., 2011. A whole farm-model to simulate the environmental impacts of animal farming systems: MELODIE. In:



- Sauvant, D., Van Milgen, J., Faverdin, P., Friggens, N. (Eds.), Modelling nutrient digestion and utilisation in farm animals. Wageningen Academic Publishers, pp. 403-411.
- Clark, M.S., 1999. Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology* 11, 199-206.
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology* 44, 804-812.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., Tscharrntke, T., 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32, 2007-2014.
- Concepcion, E.D., Diaz, M., Baquero, R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148.
- Cosentino, B.J., Schooley, R.L., Phillips, C.A., 2011. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. *Landscape Ecology* 26, 371-379.
- Council of the European Union, 2007. Règlement (CE) N°834/2007 du conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n°2092/91. JO du 20/07/2007.
- Cresson, C., 2013. Effet des pratiques agricoles sur les communautés d'insectes auxiliaires. *Alter Agri* 122, 13-14.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., 2002. Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17, 637-646.
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100, 39-51.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- De Toffoli, M., Oost, J.-F., Lambert, R., 2013. Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 17, 187-194.
- DeBach, P., Rosen, D., 1991. *Biological Control by Natural Enemies*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Deléglise, A., 2014. Fiches protection des cultures, Maîtriser les ravageurs des céréales. Chambre d'agriculture de Bretagne. Available from <http://www.bretagne.synagri.com> (accessed august 2014).
- Den Boer, P.J., 1970. On the significance of dispersal power for populations of carabid-beetles (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia* 4, 1-28.
- Dennis, P., Fry, G.L.A., 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40, 95-115.
- Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J.-M., 2007. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology* 52, 81-106.
- Doraiswamy, P.C., Moulin, S., Cook, P.W., Stern, A., 2003. Crop yield assessment from remote sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araujo, M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R.G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W.D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P.R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F.M., Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609-628.
- Doutt, R.L., 1959. The biology of parasitic hymenoptera. *Annual Review of Entomology* 4, 161-182.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Duflot, R., 2013. Hétérogénéité fonctionnelle et biodiversité: quel est le rôle des interfaces ou lisières dans les paysages agricoles? U.M.R. 6553 ÉcobiO, Rennes 1 University, Rennes. 153p.
- Duflot, R., Georges, R., Ernoult, A., Aviron, S., Burel, F., 2014. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta Oecologica* 56, 19-26.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65, 169-175.



- Dusseux, P., Gong, X., Hubert-Moy, L., Corpetti, T., 2011. Identification of grassland management practices from leaf area index time series. *Journal of Applied Remote Sensing* 8.
- Eilenberg, J., Hajek, A., Lomer, C., 2001. Suggestions for unifying the terminology in biological control. *BioControl* 46, 387-400.
- Environmental Systems Resource Institute, 2012. ArcGIS 10.1. ESRI, Redlands (California).
- Escofier, B., Pagès, J., 1994. Multiple factor analysis (AFMULT package). *Computational Statistics and Data Analysis* 18, 121-140.
- Esposito Vinzi, V., Chin, W.W., Henseler, J., Wang, H., 2010. *Handbook of Partial Least Squares*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg (Deutschland).
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81, 117-142.
- Eyre, M.D., Shotton, P.M., Leifert, C., 2008. Crop Type and Management Effects on Ground Beetle Species (Coleoptera, Carabidae) Activity in an Extensive Plot Trial. 16th IFOAM Organic World Congress.
- Fahrig, L., 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41, 30-314.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- Fahrig, L., 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21, 1003-1015.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.-L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14, 101-112.
- Forman, R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133-142.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31, 733-740.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W., Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1, 431-434.
- GAB-FRAB observatory network, 2010. *La Bio en Ille-et-Vilaine – Commune par commune*, Fédération Régionale des Agriculteurs Biologiques de Bretagne, Cesson Sévigné.
- Gabriel, D., Carver, S.J., Durham, H., Kunin, W.E., Palmer, R.C., Sait, S.M., Stagl, S., Benton, T.G., 2009. The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology* 46, 323-333.
- 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, 2011-2021.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13, 858-869.
- Gabriel, D., Thies, C., Tschardtke, T., 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7, 85-93.
- Gabriel, D., Tschardtke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 43-48.
- Gagic, V., Tschardtke, T., Dormann, C.F., Gruber, B., Wilstermann, A., Thies, C., 2011. Food web structure and biocontrol in a four-trophic level system across a landscape complexity gradient. *Proceedings of the Royal Society*, 9p.
- Garratt, M.P.D., Wright, D.J., Leather, S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 261-270.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C.,



- Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97-105.
- Giteau, J.-L., Guillerrou, A., Quéré, L., Turlin, J.-P., Raimbault, J., 2011. Conduite intégrée du colza en Bretagne. Chambre d'Agriculture de Bretagne. Available from <http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr> (accessed July 2014).
- 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* 327, 812-818.
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G., 2011. Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30, 95-124.
- Gosme, M., De Villemandy, M., Bazot, M., Jeuffroy, M.-H., 2012. Local and neighbourhood effects of organic and conventional wheat management on aphids, weeds, and foliar diseases. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 161, 121-129.
- Gounot, M., 1969. Méthodes d'étude quantitative de la végétation. Masson, Paris (France).
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307, 550-555.
- Greenslade, P.J.M., 1964. Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* 33, 301-310.
- Gregory, P.J., Ingram, J.S.I., Andersson, R., Betts, R.A., Brovkin, V., Chase, T.N., Grace, P.R., Gray, A.J., Hamilton, N., Hardy, T.B., Howden, S.M., Jenkins, A., Meybeck, M., Olsson, M., Ortiz-Monasterio, I., Palm, C.A., Payn, T.W., Rummukainen, M., Schulze, R.E., Thiemr, M., Valentin, C., Wilkinson, M.J., 2002. Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 279-290.
- Grez, A.A., Zaviezo, T., Hernández, J., Rodríguez-San Pedro, A., Acuña, P., 2014. The heterogeneity and composition of agricultural landscapes influence native and exotic coccinellids in alfalfa fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 9p.
- Groom, G., Múcher, C.A., Ihse, M., Wrška, T., 2006. Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context. *Landscape Ecology* 21, 391-408.
- Guyot, G., Seguin, B., 1976. Influence du bocage sur le climat d'une petite région. Les Bocages, Histoire, Economie, Ecologie. CNRS, ENSA et Université de Rennes (France).
- Hagvar, E.B., Hofsvang, T., 1991. Aphid parasitoids (Hymenoptera, Aphidiidae): biology, host selection and use in biological control. *Biocontrol News and Information* 12, 13-42.
- Hapfelmeier, A., Hothorn, T., Ulm, K., Strobl, C., 2014. A new variable importance measure for random forests with missing data. *Statistics and Computing* 24, 21-34.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 60-71.
- Hodek, I., Honek, A., 2012. Ecology and Behaviour of the Ladybird Beetles (Coccinellidae). Wiley-Blackwell ed., Chichester (UK).
- Hodgson, J.A., Kunin, W.E., Thomas, C.D., Benton, T.G., Gabriel, D., 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters* 13, 1358-1367.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Holland, J.M., Luff, M.L., 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5, 109-129.
- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181-191.



- 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* 278, 3444–3451.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117, 354-361.
- Hothorn, T., Hornik, K., Strobl, C., Zeileis, A., 2013. A Laboratory for Recursive Partytioning. R package version 1.0-10.
- House, G.J., All, J.N., 1981. Carabid Beetles in Soybean Agroecosystems. *Environmental Entomology* 10, 194-196.
- Hubert-Moy, L., Nabucet, J., 2005. Costel LandCover.
- Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Vannier, C., Lefebvre, A., 2012. Mapping ecological continuities: which data for which territorial level? Application to the forest and hedge network. *International Journal of Geomatics and Spatial Analysis* 22, 619-640.
- Hullé, M., Turpeau, E., Chaubet, B., 2006. Encyclop'APHID. INRA UMR IGEPP. Available from <https://www6.inra.fr/encyclopedie-pucerons> (accessed July 2014).
- Huusela-Veistola, E., 1996. Effects of pesticides use and cultivation techniques on ground beetles (Col., Carabidae) in cereal fields. *Annales Zoologici Fennici* 33, 197-205.
- IFOAM, 2014. Principles of Organic Agriculture. Available from <http://www.ifoam.org> (accessed september 2014).
- Institut Geographique National, 2010. IGNF_BDORTHOr_RVB_0M50_ECW_LAMB93_D35-2010.
- Jackson, L.E., Pascual, U., Hodgkin, T., 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 196–210.
- Jakobowicz, E., 2006. Understanding PLS path modeling parameters estimates: a study based on Monte Carlo simulation and customer satisfaction surveys. Paper presented at the 17th Symposium on Computational Statistics (COMPSTAT'06), Rome, September 2006.
- Jelinski, D.E., Wu, J., 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology* 11, 129-140.
- Johnson, V.E., 2013. Revised standards for statistical evidence. *PNAS* 110, 19313-19317.
- Jongman, R.H.G., Külvik, M., Kristiansen, I., 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68, 305-319.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R., 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, New York (USA).
- JORF, 2012. Décret n° 2012-1492 du 27 décembre 2012 relatif à la trame verte et bleue. *Journal Officiel de la République Française* 38, 20812.
- Jules, E.S., Shahani, P., 2009. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14, 459-464.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters* 9, 243-254.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society* 276, 903-909.
- Kotze, D.J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M.J., Lövei, G.L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyzsko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., Zetto, T., 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys* 100, 55-148.
- Krauss, J., Gallenberger, I., Steffan-Dewenter, I., 2011. Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *Plosone* 6.



- Kromp, B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 187-228.
- Landis, D.A., Menalled, F.D., Costamagna, A.C., Wilkinson, T.K., 2005. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. *Weed Science* 53, 902-908.
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45, 175-201.
- Langellotto, G.A., Denno, R.F., 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139, 1-10.
- Langer, A., Stilmant, D., Verbois, D., Hance, T., 1997. Seasonal activity and distribution of cereal aphid parasitoids in Belgium. *Entomophaga* 42, 185-191.
- Langhof, M., Meyhöfer, R., Poehling, H.-M., Gathmann, A., 2005. Measuring the field dispersal of *Aphidius colemani* (Hymenoptera: Braconidae). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107, 137-143.
- Le Féon, V., Burel, F., Chifflet, R., Henry, M., Ricroch, A., Vaissière, B.E., Baudry, J., 2013. Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166, 94-101.
- Le Monnier, Y., Livory, A., 2003. Une enquête Manche-Nature: Atlas des Coccinelles de la Manche. *Manche-Nature*, Coutances (France).
- Lee, Y., Nelder, J.A., 2000. Two ways of modelling overdispersion in non-normal data. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 49, 591-598.
- Leroux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, R., Sarthou, J.P., Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité, Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*, INRA, France. Quae, Versailles (France).
- Levin, S.A., 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73, 1943-1967.
- Likens, G.E., 1989. *Long-Term Studies in Ecology, Approaches and Alternatives*. Springer-Verlag, New York (USA).
- Liu, Y., Jiang, S., Liu, Y., Wang, R., Li, X., Yuan, Z., Wang, L., Xue, F., 2011. Spatial epidemiology and spatial ecology study of worldwide drug-resistant tuberculosis. *International Journal of Health Geographics* 10.
- Lleras, C., 2005. Path Analysis. In: Kempf-Leonard, K. (Ed.), *Encyclopedia of Social Measurement*, Volume 3. Academic Press, San Diego (USA), pp. 25-30.
- Lorenz, E., 1995. *Mechanische Unkrautbekämpfungsverfahren in Zuckerrübenkulturen und ihre Nebenwirkungen auf Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) und andere epigäische Arthropoden*. University of Göttingen.
- Lövei, G.L., Sunderland, K.D., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41, 231-256.
- Lovell, S.T., Johnston, D.M., 2009. Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape? *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 212-220.
- MacArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey (USA).
- MacFadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R.J., Craze, P.G., Planqué, R., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2009. Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecology Letters* 12, 229-238.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Marasas, M.E., Sarandón, S.J., Cicchino, A.C., 2001. Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology* 18, 61-68.
- Marceau, C., Ledu, O., 2012. Fiche technique pois proteagineux. *Chambre d'Agriculture de Bretagne*. Available from <http://www.chambre-agriculture-finistere.fr> (accessed July 2014).



- Marino, P.C., Landis, D.A., 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications* 6, 276-284.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277, 504-509.
- McLaughlin, A., Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 201-212.
- McMurtrey, J.E., Chappelle, E.W., Kim, M.S., Meisinger, J.J., Corp, L.A., 1994. Distinguishing nitrogen fertilization levels in field corn (*Zea mays* L.) with actively induced fluorescence and passive reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment* 47, 36-44.
- Menalled, F.D., Marino, P.C., Gage, S.H., Landis, D.A., 1999. Does agricultural landscape structure affect parasitism and parasitoid diversity? *Ecological Applications* 9, 634-641.
- 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 and Environment* 94, 59-72.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C. (USA).
- Moody, A., Woodcock, C.E., 1995. The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecology* 10, 363-379.
- Moreby, S., Aebischer, N.J., Southway, S., Sotherton, N.W., 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology* 125, 13-27.
- Moreby, S.J., Sotherton, S.W., 1997. A Comparison of Some Important Chick-Food Insect Groups Found in Organic and Conventionally-Grown Winter Wheat Fields in Southern England. *Biological Agriculture & Horticulture* 15, 51-60.
- Müller, J., Brandl, R., 2009. Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology* 46, 897-905.
- Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 133-142.
- Nally, R.M., 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity and Conservation* 9, 655-671.
- Navntoft, S., Esbjerg, P., Riedel, W., 2006. Effects of reduced pesticide dosages on carabids (Coleoptera: Carabidae) in winter wheat. *Agricultural and Forest Entomology* 8, 57-62.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., Mathews, F., MacDonald, D., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 221-227.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Timmins, S.E., Jackson, B.L., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* 11, 169-180.
- Obrycki, J.J., Kring, T.J., 1998. Predaceous coccinellidae in biological control. *Annual Review of Entomology* 43, 295-321.
- Oehl, F., Sieverding, E., Mäder, P., Dubois, D., Ineichen, K., Boller, T., Wiemken, A., 2004. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Oecologia* 138, 574-583.
- Palacio-Rabaud, V., 2000. La conduite des prairies en France : pratiques intensives et rendements élevés dans le Nord-Ouest. *Agreste Cahiers* 4.
- Papy, F., 2008. Le système de culture : un concept riche de sens pour penser le futur. *Cahiers Agricultures* 17, 263-269.
- Parsa, S., Ccanton, R., Rosenheim, J.A., 2011. Resource concentration dilutes a key pest in indigenous potato agriculture. *Ecological Applications* 21, 539-546.



- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the landsparing/agriculture intensification model. *PNAS* 107, 5786–5791.
- Petit, S., Burel, F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 243-252.
- Petit, S., Usher, M.B., 1998. Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and Conservation* 7, 1549-1561.
- Pfiffner, L., Niggli, U., 1996. Effects of Bio-dynamic, Organic and Conventional Farming on Ground Beetles (Col. Carabidae) and Other Epigaeic Arthropods in Winter Wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 12, 353-364.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333, 1289-1291.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego (USA).
- Pollard, K.A., Holland, J.M., 2006. Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology* 8, 203-2011.
- Puech, C., Baudry, J., Aviron, S., 2013. Effet des pratiques biologiques et conventionnelles sur les communautés d'insectes auxiliaires dans les paysages agricoles. *Innovations Agronomiques* 32, 401-412.
- Puech, C., Baudry, J., Joannon, A., Poggi, S., Aviron, S., 2014a. Organic vs. conventional farming dichotomy: does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 194, 48-57.
- Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., Aviron, S., 2014b. Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology* (In press).
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tscharncke, T., Wolters, V., 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 165-174.
- Purvis, G., Fadl, A., 2002. The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia* 46, 452–474.
- R Core Team, 2013. R: A language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rabl, T., Kühlmann, T.M., 2008. Understanding Corruption in Organizations – Development and Empirical Assessment of an Action Model. *Journal of Business Ethics* 82, 477-495.
- Rasmussen, J., Ascard, J., 1995. Weed control in organic farming systems. Ecology and integrated farming systems. Proceedings of the 13th Long Ashton international symposium on arable ecosystems for the 21st century, Bristol (UK).
- Rauwald, K.S., Ives, A.R., 2001. Biological control in disturbed agricultural systems and the rapid recovery of parasitoid populations. *Ecological Applications* 11, 1224-1234.
- Reddersen, J., 1997. The Arthropod Fauna of Organic Versus Conventional Cereal Fields in Denmark. *Biological Agriculture and Horticulture* 15, 61-71.
- Reganold, J.P., Jackson-Smith, D., Batie, S.S., Harwood, R.R., Kornegay, J.L., Bucks, D., Flora, C.B., Hanson, J.C., Jury, W.A., Meyer, D., Schumacher Jr., A., Sehmsdorf, H., Shennan, C., Thrupp, L.A., Willis, P., 2011. Transforming U.S. Agriculture. *Science* 332, 670-671.
- Rice, M.E., Wilde, G.E., 1991. Aphid predators associated with conventional- and conservation-tillage winter wheat. *Journal of the Kansas Entomological Society* 64, 245-250.
- Roche, B., Lanoë, E., Le Coeur, D., Thenail, C., Martel, G., 2010. Diversité des systèmes de polyculture élevage et des modes d'exploitation des prairies : quelles conséquences sur la diversité végétale ? , 17ème Rencontre de la Recherche sur Ruminants, Paris.
- Roger, J.-L., Jambon, O., Bouger, G., 2013. Clé de détermination des Carabidae, Paysages agricoles du Nord Ouest de la France. <http://www6.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Cle-Carabidae>.



- Romero, A., Chamorro, L., Sans, F.X., 2008. Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 97-104.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T., Thies, C., 2005a. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42, 873-882.
- Roschewitz, I., Hücker, M., Tschardtke, T., Thies, C., 2005b. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 218-227.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J., Smith, H.G., 2008a. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45, 813-820.
- Rundlöf, M., Nilsson, H., Smith, H.G., 2008b. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation* 141, 417-426.
- Rundlöf, M., Smith, H.G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43, 1121-1127.
- Rusch, A., Bommarco, R., Jonsson, M., Smith, H.G., Ekbom, B., 2013. Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology* 50, 345-354.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., Roger-Estrade, J., 2011. Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landscape Ecology* 26, 473-486.
- Sanchez, G., 2013a. Basic functions for drawing path diagrams. R package version 0.1.9.
- Sanchez, G., 2013b. PLS Path Modeling with R. Trowchez Editions, Berkeley, 2013. Available from http://gastonsanchez.com/PLS_Path_Modeling_with_R.pdf (accessed April 2014).
- Sanchez, G., Trinchera, I., Russolillo, G., 2013c. Tools for Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM). R package version 0.4.1.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Saura, S., Martinez-Millan, J., 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67, 1027-1036.
- Schafer, J.L., Graham, J.W., 2002. Missing data: Our view of the state of the art. *Psychological Methods* 7, 147-177.
- Sequeira, R., Dixon, A.F.G., 1997. Population dynamics of tree-dwelling aphids: the importance of seasonality and time scale. *Ecology* 78, 2603-2610.
- Shah, P.A., Brooks, D.R., Ashby, J.E., Perry, J.N., Woiwod, I.P., 2003. Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5, 51-60.
- Shao, G., Wu, J., 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology* 23, 505-511.
- Stinner, B.R., McCartney, D.A., Van Doren Jr., D.M., 1988. Soil and foliage arthropod communities in conventional, reduced and no-tillage corn (maize, *Zea mays* L.) systems: A comparison after 20 years of continuous cropping. *Soil and Tillage Research* 11, 147-158.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- Straub, C.S., Finke, D.L., Snyder, W.E., 2008. Are the conservation of natural enemy biodiversity and biological control compatible goals? *Biological Control* 45, 225-237.
- Strobl, C., Boulesteix, A.-I., Kneib, T., Augustin, T., Zeileis, A., 2008. Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics* 9.
- Strobl, C., Hothorn, T., Zeileis, A., 2009. A New, Conditional Variable-Importance Measure for Random Forests Available in the party Package. *The R Journal* 1/2, 14-17.
- 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, 245-252.



- Tenenhaus, M., Esposito Vinzi, V., Chatelin, Y.-M., Lauro, C., 2005. PLS path modeling. *Computational Statistics and Data Analysis* 48, 159-205.
- Theiling, K.M., Croft, B.A., 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: A database summary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 21, 191-218.
- Thenail, C., Baudry, J., 2004. Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101, 53-72.
- Thies, C., Roschewitz, I., Tschardtke, T., 2005. The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society* 272, 203-210.
- Thies, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos* 101, 18-25.
- Thies, C., Tschardtke, T., 1999. Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science* 285, 893-895.
- Thorbek, P., Bilde, T., 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41, 526-538.
- Thrupp, L.A., 2000. Linking agricultural biodiversity and food security: the valuable role of agrobiodiversity for sustainable agriculture. *International Affairs* 76, 265-281.
- Tirel, J.-C., 1991. L'extensification : chance ou défi pour les exploitations agricoles ? *INRA Productions Animales* 4, 5-12.
- Tournier, A., Dumoulin, F., Loy, Q., Mischler, P., 2012. Itinéraires techniques intégrés du blé tendre d'hiver en Picardie. *Chambre d'agriculture de Picardie*. Available from <http://www.chambres-agriculture-picardie.fr> (accessed July 2014).
- Tschardtke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151, 53-59.
- Tschardtke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.
- Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17, 229-239.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H., Milne, B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3, 153-162.
- Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., Watt, A.D., Niemelä, J., 2005. Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography* 28, 3-16.
- Vandermeer, J.H., Perfecto, I., 2012. Syndromes of Production in Agriculture: Prospects for Social-Ecological Regime Change. *Ecology and Society* 17, 39.
- Vannier, C., Vasseur, C., Hubert-Moy, L., Baudry, J., 2011. Multiscale ecological assessment of remote sensing images. *Landscape Ecology* 26, 1053-1069.
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., Baudry, J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166, 3-14.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166, 110-117.
- 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 and Environment* 126, 289-292.
- Vorley, V.T., Wratten, S.D., 1987. Migration of parasitoids (Hymenoptera: Braconidae) of cereal aphids (Hemiptera: Aphididae) between grassland, early-sown cereals and late-sown cereals in southern England. *Bulletin of Entomological Research* 77, 555-568.



- Vorley, W.T., 1986. The activity of parasitoids (Hymenoptera: Braconidae) of cereal aphids (Hemiptera: Aphididae) in winter and spring in southern England. *Bulletin of Entomological Research* 76, 491-504.
- Wallin, H., 1985. Spatial and temporal distribution of some abundant carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in cereal fields in adjacent habitats. *Pedobiologia* 28, 19-34.
- Watson, C.A., Atkinson, D., Gosling, P., Jackson, L.R., Rayns, F.W., 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use and Management* 18, 239–247.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743-750.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters* 6, 961-965.
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., David, C., 2011. *Agroecology as a Science, a Movement and a Practice. Sustainable agriculture Volume 2.* Springer, New York (USA), pp. 27-43.
- Wiens, J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3, 385-397.
- Willer, H., Lernoud, J., Kilcher, L., 2013. *The world of organic agriculture: Statistics and Emerging Trends 2013.* Frick: Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) & Bonn: International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM).
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.a.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G., 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143, 2280–2291.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L.W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tscharntke, T., Weisser, W.W., Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48, 570-579.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Öckinger, E., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Thies, C., Tscharntke, T., Weisser, W., Bommarco, R., 2014. Species' traits influence ground beetle responses to farm and landscape level agricultural intensification in Europe. *Journal of Insect Conservation* 18, 1-10.
- With, K.A., Pavuk, D.M., Worchuck, J.L., Oates, R.K., Fisher, J.L., 2002. Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. *Ecological Applications* 12, 52-65.
- Wittich, K.P., Siebers, J., 2002. Aerial short-range dispersion of volatilized pesticides from an area source. *International Journal of Biometeorology* 46, 126-135.
- Wojtkowski, P.A., 2004. *Landscape Agroecology.* Food Products Press, New York (USA).
- Wu, J., 1999. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25, 367-380.
- Wu, J., 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19, 125-138.
- Wu, J., 2013. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology* 28, 1-11.
- Wu, J., Shen, W., Sun, W., Tueller, P.T., 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17, 761–782.
- Zehnder, G., Gurr, G.M., Kühne, S., Wade, M.R., Wratten, S.D., Wyss, E., 2007. Arthropod pest management in organic crops. *Annual Review of Entomology* 52, 57-80.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253-260.

ANNEXES





Annexe I.A. Fiche de terrain utilisée pour la reconnaissance des principales espèces de pucerons rencontrés sur céréales.

Sitobion avenae (plutôt sur les épis)

Forme **ovoïde**

Coloration **variable** (vert, rose, brun) **mais jamais très foncé**

Antennes **foncées un peu plus courtes que le corps**

Fémurs **foncés**

Cornicules **noires et longues**

Rhopalosiphum padi (plutôt sur les feuilles basses)

Forme **globuleuse**

Antennes **+ longues que la moitié du corps**

Coloration **vert sombre à noir violacé**

Cornicules **plus longues que la queue**

Tâche rouille (pas toujours visible)

Metopolophium dirhodum (plutôt sur les feuilles médianes)

Forme **allongée**

Thorax **brun**

Ligne **foncée** (pas toujours visible)

Coloration **vert clair**

Cornicules **longues**

Appendices **clairs**

C. PUECH, 2012



Annexe I.B. Liste des espèces des trois groupes d'auxiliaires échantillonnés.

CARABES		
<i>Acupalpus dubius</i> (Schilsky)	<i>Brachinus crepitans</i>	<i>Metabletus truncatellus</i> (Linné)
<i>Acupalpus elegans</i>	<i>Brachinus explodens</i> (Duftschmid)	<i>Microlestes maurus</i> (Sturm)
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linné)	<i>Bradycellus harpalinus</i> (Serville)	<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze)
<i>Agonum dorsale</i> (Pontoppidan)	<i>Brachinus Psophia</i>	<i>Nebria salina</i> (Fairmaire & Laboulbene)
<i>Agonum lugens</i> (Duftschmid)	<i>Brachynus sclopeta</i> (Fabricius)	<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius)
<i>Agonum groupe moestum</i>	<i>Carabus auratus</i> (Linné)	<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius)
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst)	<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze)	<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid)
<i>Agonum nigrum</i> (Dejean)	<i>Carabus granulatus</i> Linné	<i>Notiophilus quadripunctatus</i> (Dejean)
<i>Agonum obscurum</i> (Herbst)	<i>Callistus lunatus</i> (Fabricius)	<i>Notiophilus rufipes</i> (Curtis)
<i>Agonum albipes</i> (Fabricius)	<i>Calathus melanocephalus</i> (Linné)	<i>Ophonus ardosiacus</i>
<i>Agonum viduum</i> (Panzer)	<i>Carabus nemoralis</i> (O.Müller)	<i>Ophonus gp puncticeps</i>
<i>Amara aenea</i> (De Geer)	<i>Calathus piceus</i> (Marsham)	<i>Panagaeus cruxmajor</i>
<i>Amara anthobia</i>	<i>Carabus violaceus ssp purpurascens</i> (Fabricius)	<i>Paraphonus maculicornis</i> (Duftschmid)
<i>Amara eurynota</i>	<i>Clivina fossor</i> (Linné)	<i>Pedius longicollis</i>
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid)	<i>Demetrias atricapillus</i> (Linné)	<i>Pterostichus anthracinus</i> (Panzer)
<i>Amara lucida</i>	<i>Diachromus germanus</i> (Linné)	<i>Pterostichus cupreus</i> (Linné)
<i>Amara lunicollis</i> (Schiödte)	<i>Drypta dentata</i> (Rossi)	<i>Pterostichus kugelanni</i> (Panzer)
<i>Amara montivaga</i>	<i>Harpalus aeneus</i> (Fabricius)	<i>Pterostichus madidus</i> (Fabricius)
<i>Amblystomus niger</i> (Heer)	<i>Harpalus attenuatus</i>	<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger)
<i>Amara ovata</i> (Fabricius)	<i>Harpalus cupreus</i>	<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer)
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal)	<i>Harpalus distinguendus</i>	<i>Pterostichus versicolor</i> (Sturm)
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal)	<i>Harpalus dimidiatus</i>	<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer)
<i>Amara tricuspidata</i>	<i>Harpalus honestus</i>	<i>Semiophonus signaticornis</i>
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius)	<i>Harpalus latus</i>	<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer)
<i>Anisodactylus signatus</i>	<i>Harpalus luteicornis</i>	<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank)
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linné)	<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer)	<i>Synuchus nivalis</i> (Panzer)
<i>Badister bipustulatus</i> (Fabricius)	<i>Harpalus rufibarbis</i> (Fabricius)	<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank)
<i>Badister sodalis</i>	<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid)	<i>Trechus rubens</i>
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius)	<i>Harpalus smaragdinus</i>	
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst)	<i>Harpalus tardus</i> (Panzer)	
<i>Bembidion lunulatum</i> (Fourcroy)	<i>Leistus fulvibarbis</i> (Dejean)	
<i>Bembidion obtusum</i> (Serville)	<i>Leistus rufomarginatus</i>	
<i>Bembidion properans</i> (Stephens)	<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius)	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linné)	<i>Metabletus foveatus</i> (Fourcroy)	
<i>Bembidion tetracolum</i> (Say)	<i>Metabletus obscuroguttatus</i> (Duftschmid)	
COCCINELLES		
<i>Adalia decimpunctata</i> (Linné)		
<i>Coccinella septempunctata</i> (Linné)		
<i>Hippodamia variegata</i> (Goeze)		
<i>Oenopia conglobata</i> (Linné)		
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (Linné)		
<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i> (Linné)		
<i>Thea vigintiduopunctata</i> (Linné)		
PARASITOIDES		
<i>Aphidius avenae</i> (Haliday) - espèce		
<i>Aphidius ervi</i> (Haliday) - espèce		
<i>Aphelinus</i> - genre		
<i>Aphidius rhopalosiphi</i> (Stephani Perez) - espèce		
<i>Aphidius uzbekistanicus</i> (Luzhetzki) - espèce		
<i>Alloxysta</i> - genre		
<i>Ephedrus plagiator</i> (Nees) - espèce		
<i>Dendrocerus</i> - genre		
<i>Phaenoglyphis</i> - genre		
<i>Pteromalidae</i> - famille		
<i>Praon volucre</i> (Haliday) - espèce		



Annexe I.C. Rapport d'étude portant sur la diversité des modes de conduite du blé d'hiver en Bretagne (Travail réalisé par E. Laurens, ingénieure agronome).

Etude des pratiques en blé dans les exploitations bretonnes

Objectif :

Réaliser une typologie des itinéraires techniques en blé plus fine qu'une dichotomie bio/conventionnelle.

Bornes de l'étude :

On se pose la question de l'application d'insecticide sur la culture précédant le blé, mais on s'intéresse principalement aux interventions à partir de la récolte de ce précédent et jusqu'à la récolte du blé.

Méthode:

Etapas de préparation: enquêtes test en Centre Ouest Bretagne (COB) et mise au point du questionnaire définitif

- Elaboration de la première version du questionnaire d'enquête, inspiré par le guide STEPHY (<http://78.155.145.122/rmtsci/moodle>) et le questionnaire Ecophyto « Diagnostic & Projet » (cf. « biblio/questionnaire-ecophyto »).
- En parallèle, recherche des données existantes pour les itinéraires techniques en blé bio et bas intrants.
- Et recherche de contacts agriculteurs bios, en COB surtout au départ (pour les enquêtes « test »)(cf. « contacts agriculteurs/liste_bios_29_2011 » pour les agriculteurs bio du finistère).

Avant l'enquête : Impression du parcellaire supposé à partir du Registre Parcellaire Graphique (RPG) 2009, afin de rendre plus facile l'identification des parcelles implantées en blé à l'automne 2011 par l'agriculteur en fin d'enquêtes. Impression des fichiers « questionnaire/questionnaire_v2.doc » et « .../questionnaire_v2.xml ».

Première semaine d'enquêtes « test » en COB (3 conventionnels, 1bio)

- Saisie des données dans un fichier Excel par exploitation (dossier « données enquêtes/centre ouest »), premier bilan.
- Amélioration du questionnaire afin d'obtenir le questionnaire définitif : ajout des questions oubliées sur le tri et le traitement des semences, relevé systématique des différents types de sol de l'exploitation et des différentes rotations.

Seconde semaine d'enquêtes « test » en COB (3 conventionnels)

- Saisie des données, et utilisation du site ephy (<http://e-phy.agriculture.gouv.fr>) pour répertorier les produits utilisés (cf. « données enquêtes /produits_phytos.xls ») et calculer le



pourcentage de la dose homologuée effectivement appliqué par les agriculteurs enquêtés (indiqué dans les fiches individuelles : « données enquêtes/centre ouest/NOM.xls).

- Validation du questionnaire définitif (cf. fichiers questionnaire_v3.doc et questionnaire_v3.xsl)

Obtention et traitement des données Ille-et-Vilaine Sud en vue de l'élaboration d'une typologie des pratiques

- Saisie des données du réseau ADAGE 35 (enquêtes Ecophyto, dans le dossier « données organismes/ADAGE35 ») (5 exploitations conventionnelles)
- Recherche de contacts d'agriculteurs bios en Sud Ille-et-Vilaine : utilisation de l'annuaire de l'Agence Bio (cf. fichier « contacts agriculteurs/agence_bio.xsl »)
- Recherche d'agriculteurs conventionnels voisins : utilisation des Pages Jaunes

Enquêtes en Sud Ille-et-Vilaine (9 conventionnels, 6 bios)

- Saisie des données et sélection des pratiques pertinentes pour comparer les exploitations afin d'établir la typologie (cf. « données enquêtes/35/bios/NOM.xls » et « .../35/conv/NOM.xls », et tableaux comparatifs « données enquêtes/typo », feuilles « Facteurs généraux », « ITK B », « ITK bios » et « ITK conv »).

Première typologie : identification de grandes tendances chez les bios, moins nettes chez les conventionnels:

- Identification des principales différences entre les pratiques des exploitations bios et conventionnelles
- Identification de grandes tendances en bio et définition de deux types de pratiques bios
- Validation de ces tendances grâce aux données de la Chambre d'Agriculture de Bretagne (enquêtes Réseau de références bretons-systèmes de cultures bio)(6 exploitations bio)(cf. « données organismes/CA/ITK blé 2009.xsl pour les données et questionnaire.doc pour revenir aux questions posées et aux codes des réponses) et d'enquêtes INRA (9 exploitations bio)(cf. « données organismes/INRA_Grignon/pratiques_2011 pour les données du stagiaire de Marie Gosme, les données d'Estelle Serpolay sont sur papier) .
- Entretien téléphonique avec Aurélien Dupont, responsable du Réseau de références bretons-systèmes de cultures bio, pour discuter de la typologie « bio ».
- De telles tendances ne se dégageant pas pour les pratiques des exploitations conventionnelles, même en simplifiant le tableau comparatif (cf. ci-dessous), il a été décidé de réaliser des enquêtes supplémentaires chez les conventionnels.

Rq : Simplification du tableau comparatif : pour rendre le tableau plus lisible, des « classes » ou « niveaux » en nombre limité ont été établis par critère (ex : pour les doses d'azote apportées en cours de culture et/ou pré-semis: classes Nd0 = « pas d'apports » ; Nd1= « inférieur ou égal à 100U » ; Nd2 = « 100 à 140 U » et Nd4= « plus de 140U »)(cf. « données enquêtes/typo.xsl », feuille « ITK Conv (2) ») .

Enquêtes supplémentaires chez des conventionnels à l'Est de Rennes (4 exploitations)

Seconde typologie : Traitement informatique des données



- Saisie des données et nouvelle tentative de typologie pour les conventionnels, à l'aide d'une AFC. L'analyse a été refaite en intégrant les données de bios. Ont été retenues 7 variables et 23 modalités, plus 5 variables supplémentaires (6 modalités et 3 valeurs quantitatives), pour un total de 42 relevés de pratiques (cf. « données enquêtes/typo.xml », feuille « Code AFC Bio vs Conv (2) »)

Rq : Des facteurs pour les agriculteurs conventionnels ont été identifiés comme peu utiles pour établir les types : tout d'abord « le nombre d'apports d'azote », car ceux qui fractionnent moins apportent systématiquement moins d'azote, et inversement, la « dose d'azote » est donc une information suffisante. De même, presque tous les agriculteurs réalisent une application systématique d'herbicide et des applications optionnelles, le facteur « nombre de passages d'herbicides » ne varie donc pas et n'a pas été utilisé.

Rq : Pour réaliser l'AFC des exploitations conventionnelles, il est plus judicieux d'exclure de l'analyse le groupe d'exploitations « gestion des produits phytosanitaires déléguée au technicien », car c'est une information purement qualitative, non comparable avec les autres classes définies pour les intrants, qui ont un aspect plus quantitatif. De plus, ce groupe possédant des modalités particulières, l'exclure permet de diminuer le nombre de modalités de l'analyse.

- Comparaison des groupes obtenus par l'AFC avec la typologie établie manuellement, notamment pour les utilisations de produits phytosanitaires (cf. « données enquêtes/typo.xml », feuille « ITK Conv typo manuelle »)

Résultats :

- Identification des principales différences entre les pratiques des exploitations bios et conventionnelles :

En dehors de l'utilisation ou non d'intrants chimiques, 6 différences ressortaient entre pratiques bio et conventionnelles :

- Au sein des pratiques conventionnelles, la culture précédant le blé est presque toujours le maïs. Celui-ci peut avoir été implanté après une prairie longue durée, mais souvent, les prairies sont regroupées autour des bâtiments et les parcelles plus lointaines sont dédiées aux rotations coutres maïs-céréales. Au sein des bio, c'est souvent le blé qui est implanté après une prairie. Une des explications est que le maïs est moins présent dans les rotations bio. Sinon, le blé est le plus souvent implanté après une légumineuse.
- Les bios labourent quasi-systématiquement, alors que le type de travail du sol est très variable chez les conventionnels : du semis direct au labour systématique, en passant par de nombreuses situations intermédiaires. Ce résultat est à relier à la difficulté plus grande qu'ont les bios à contrôler les adventices.
- Pour une même zone géographique, les bios sèment plus tard que les conventionnels. De même, il s'agit souvent d'une stratégie de lutte contre les adventices : 1. semer plus tard permet de réaliser plusieurs faux semis, et d'enfouir au labour de nombreux adventices ; 2. semer après la période propice à la levée des adventices d'automne.
- La densité de semis (en kg/ha) est généralement inférieure à 150 kg/ha chez les conventionnels, et supérieure chez les bios. Chez ces derniers, l'objectif est une couverture



importante du sol et de compenser les pertes à la levée, les semences étant en majorité non traitées.

- Les variétés utilisées par les deux groupes sont différentes. De plus, les bios sèment souvent des mélanges de variétés, pratique moins courante chez les conventionnels, qui peuvent par contre utiliser plusieurs variétés la même année, mais sur des parcelles différentes. On observe cependant que la grande majorité des agriculteurs rencontrés, que ce soit en bio ou en conventionnel, trie leurs semences.
- Enfin, les rendements obtenus sont très variables, mais on se situe entre 20 à 50 qx/ha en bio, contre 50 à 90 qx/ha en conventionnel.
- Identification de grandes tendances en bio et définition de deux types de pratiques bios (sans traitement informatique) :

On observe une corrélation entre le précédent prairie, une absence de fertilisation sur blé et peu de désherbage mécanique (0 à 1 passages), alors pour un précédent de type culture annuelle (souvent une légumineuse), on observe un apport d'engrais avant le semis (fertilisation d'automne) ou en cours de culture (fertilisation de sortie d'hiver), et plus de passages de désherbage mécanique (1 passage ou plus). Ceci nous donne deux types d'itinéraire technique en fonction du précédent.

Selon Aurélien Dupont, il faut nuancer ces résultats. En ce qui concerne le désherbage mécanique, quand les conditions climatiques sont très favorables au passage d'outils, on observe que le nombre de désherbages mécaniques sur blé derrière prairie peut aussi atteindre 2 passages. En ce qui concerne la fertilisation, il faut aussi prendre un compte la disponibilité de matières organiques sur l'exploitation. Ainsi, on observe des éleveurs qui fertilisent du blé implanté après une prairie, contrairement à ce qui a été dit plus haut.

- Typologies «manuelles » pour les agriculteurs conventionnels

Une typologie des types de travail du sol a facilement été établie :

- Un labour systématique, sans autre travail du sol
- Un labour non systématique, avec une décision en fonction du salissement de la parcelle
- Du sans labour systématique, avec un seul passage de travail du sol au préalable, mais avec utilisation de glyphosate si la parcelle reste trop sale
- Du sans labour systématique, sans utilisation de glyphosate, mais 2 à 3 passages de travail du sol pré-semis.

A noter que les pratiques sans labour vont très rarement jusqu'au semis direct. La majorité sème avec un semoir combiné classique.

Typologie des pratiques en termes d'utilisation de produits phytosanitaires :

- Type A: réduction systématique des doses (herbicides et fongicides) (à moins de 50% de la dose homologuée pour les fongicides).
4 agriculteurs sur les 24 du tableau.
- Type B: gestion des produits phytosanitaires déléguée au technicien (les agriculteurs ne savent donc pas s'ils utilisent des doses réduites).
4 agriculteurs sur les 24 du tableau.



- Type C: baisse systématique des doses d’herbicides et du nombre de passages en fongicides, (soit une utilisation en *curatif* des fongicides), et réduction non systématique de la dose appliquée en fongicides (selon le climat et l’observation).
5 agriculteurs sur les 24 du tableau.
- Type D: réduction des doses en herbicides et fongicides, mais non systématiques (en fonction du climat pour les fongicides et du salissement de la parcelle pour les herbicides), et sans réduire le nombre de passages en fongicides (soit une utilisation en *préventif* des fongicides).
6 agriculteurs sur les 24 du tableau.
- Type E: réduction systématiques du nombre de passages et des doses pour les herbicides et les fongicides.
2 agriculteurs sur les 24 du tableau.
- 3 agriculteurs non classés (plutôt un type B, un C et un D)

Cependant, il était difficile d’établir des corrélations entre type de travail du sol, type d’utilisation des produits phytosanitaires, dose d’azote et autres facteurs sans passer par une analyse statistique (AFC).

- Résultats de l’AFC :

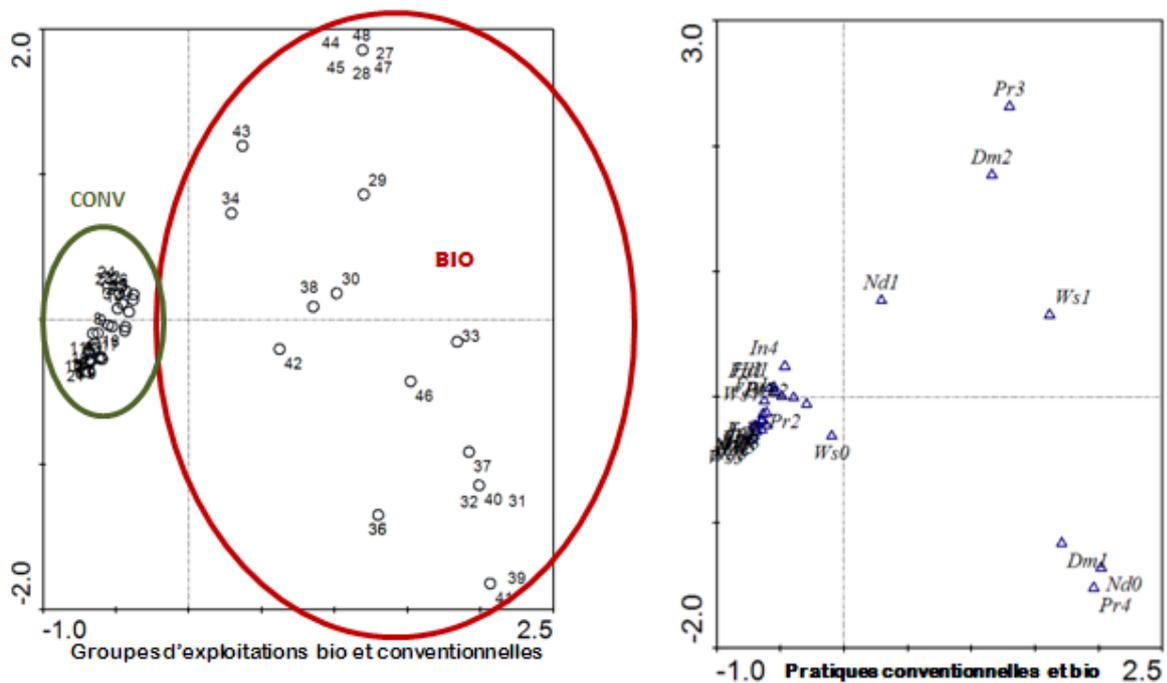


Fig. 1 : Résultats de l’AFC pour les exploitations bio et conventionnelles et groupes identifiés

Les résultats de l’AFC confirment que les groupes d’exploitations conventionnelles et bio sont bien distincts, avec cependant une variabilité intra-bio plus forte. On retrouve la typologie proposées chez les bios avec à un pôle les modalités « précédent légumineuse » (Pr3), « 2 passages ou plus de désherbage mécanique (Dm2) et plus proche des conventionnels ; des apports d’azote de valeur faible (Nd1). A l’autre pôle, on trouve les bios avec un « précédent prairie » (Pr4), « 0 à 1 passage de désherbage mécanique » (Dm1) et « pas d’apports d’azote » (Nd0).



Pour les conventionnels, face à la difficulté d'établir des groupes, on peut proposer les résultats « par étapes ». Observons les résultats d'une première analyse portant uniquement sur l'utilisation des produits phytosanitaires (herbicides et fongicides).

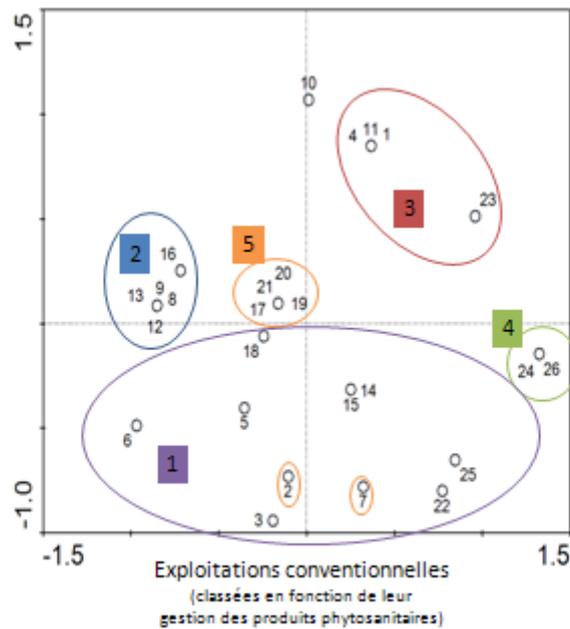


Fig. 2 : Résultats de l'AFC portant sur les utilisations de produits phytosanitaires des exploitations conventionnelles et groupes identifiés

Rq : Attention, sur ce graphique les identifiants des exploitations correspondent aux numéros indiqués dans la feuille de « code AFC Bio vs Conv » du fichier typo.xls

On peut comparer les groupes issus de l'AFC « produits phytosanitaires » avec les groupes identifiés lors de la typologie « manuelle » des pratiques phytosanitaires :

Groupes de l'AFC	Numéros du relevé de pratiques	Types phytosanitaires
1	3,5,6,14,15,18,22,25	3,5,14,15,22,25
2	8,9,12,13,16	6,8,9,12,13,16,18
3	1,4,11,23	1,4,11,23
4	24,26	24,26
5	2,17,19,20,21	2,17,19,20,21

Rq : le groupe 5 ou la catégorie B ont été exclus de l'AFC (cf. partie méthode), ils apparaissent ici uniquement comme données supplémentaires.

L'AFC et la typologie manuelle correspondent presque parfaitement, on peut donc interpréter les résultats de l'AFC en reprenant les descriptions de types proposées précédemment.

On peut résumer cela en proposant un gradient de l'utilisation de produits phytosanitaires suivant l'axe principal du graphique, comme représenté sur la figure ci-dessous.

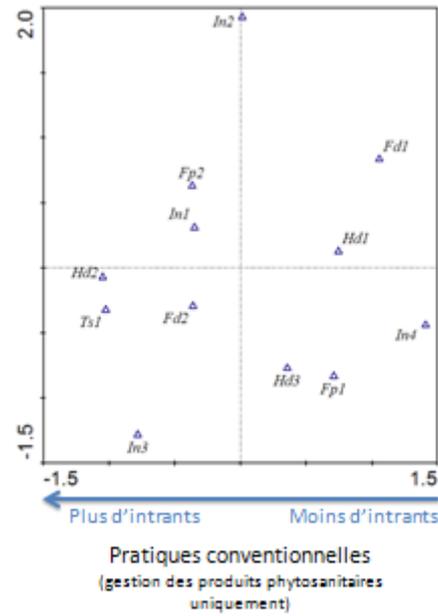


Fig. 3: Résultats de l'AFC portant sur les utilisations de produits phytosanitaires des exploitations conventionnelles et gradient suivant l'axe principal

Si on ajoute maintenant la variable « dose d'azote » à l'analyse, on obtient les résultats suivants :

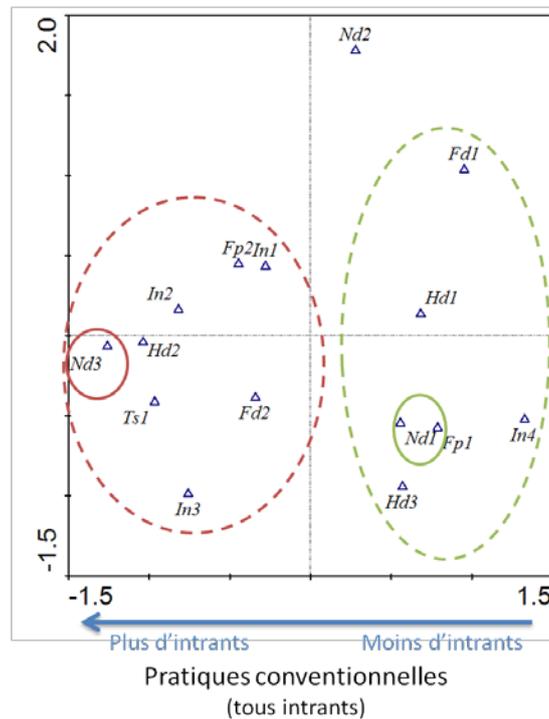


Fig. 4: Résultats de l'AFC portant sur les utilisations d'intrants des exploitations conventionnelles et lien entre niveaux d'intrants et d'autres produits phytosanitaires

On remarque que l'utilisation de fortes doses d'azote (Nd3) est liée à des niveaux de produits phytosanitaires élevés, alors que de faibles apports d'azote (Nd1) sont liés à des niveaux de produits phytosanitaires bas. Cependant, des doses intermédiaires (Nd2) ne sont corrélées à rien, c'est



pourquoi on ne repère pas facilement de groupes sur le graphique présentant les exploitations (non présenté ici).

Enfin, si on prend en compte le travail du sol, c'est-à-dire que l'on utilise toutes les variables dans l'analyse, on obtient les résultats suivants :

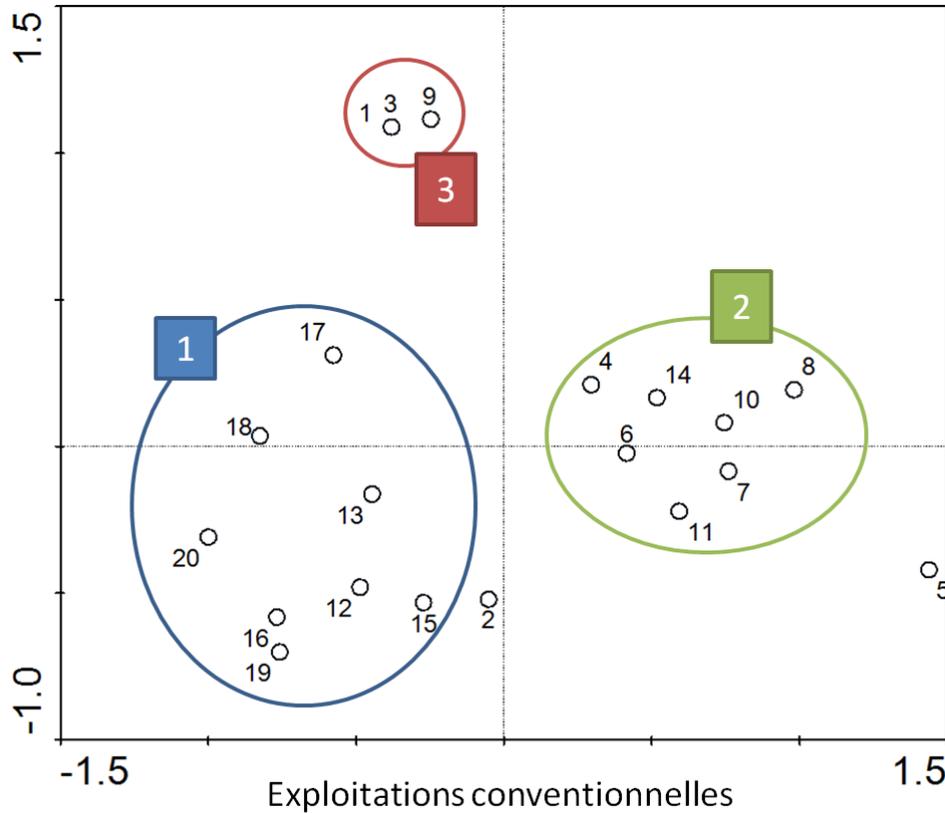


Fig. 5: Résultats de l'AFC portant sur les pratiques des exploitations conventionnelles

Rq : Sur ce graphique, les identifiants indiqués sont ceux attribués par le logiciel d'analyse, il faut utiliser le tableau de conversion (fichier données élaborées/graphes résultats AFC/correspondance identifiants.xls) qui permet de passer aux identifiant de la feuille de « code AFC Bio vs Conv » du fichier typo.xls.

On peut rattacher les 3 groupes aux groupes identifiés lors de l'analyse de l'utilisation des produits phytosanitaires :

- Le groupe 1 ici correspond aux groupes 1 et 4 identifiés précédemment, soit les types C et E, donc globalement une stratégie bas intrants.
- Le groupe 2 ici correspond aux groupe 2 identifié précédemment, soit le type D, donc globalement une stratégie avec de plus hauts niveaux d'intrants.
- Le groupe 3 continue à se détacher, c'était le groupe 3 ou type A.

Globalement, on a un gradient suivant l'axe horizontal, lié à nouveau au niveau d'utilisation d'intrants. Le travail du sol, peu lié aux différents groupes « intrants », pèse donc peu dans la typologie finale.



Il convient de rappeler qu'un groupe supplémentaire n'est pas représenté ici, c'est le groupe d'exploitations « gestion des produits phytosanitaires déléguée au technicien ».

On peut aussi montrer que la surface en blé était corrélée aux pratiques (mais toujours en excluant le groupe d'exploitations « gestion des produits phytosanitaires déléguée au technicien ») :

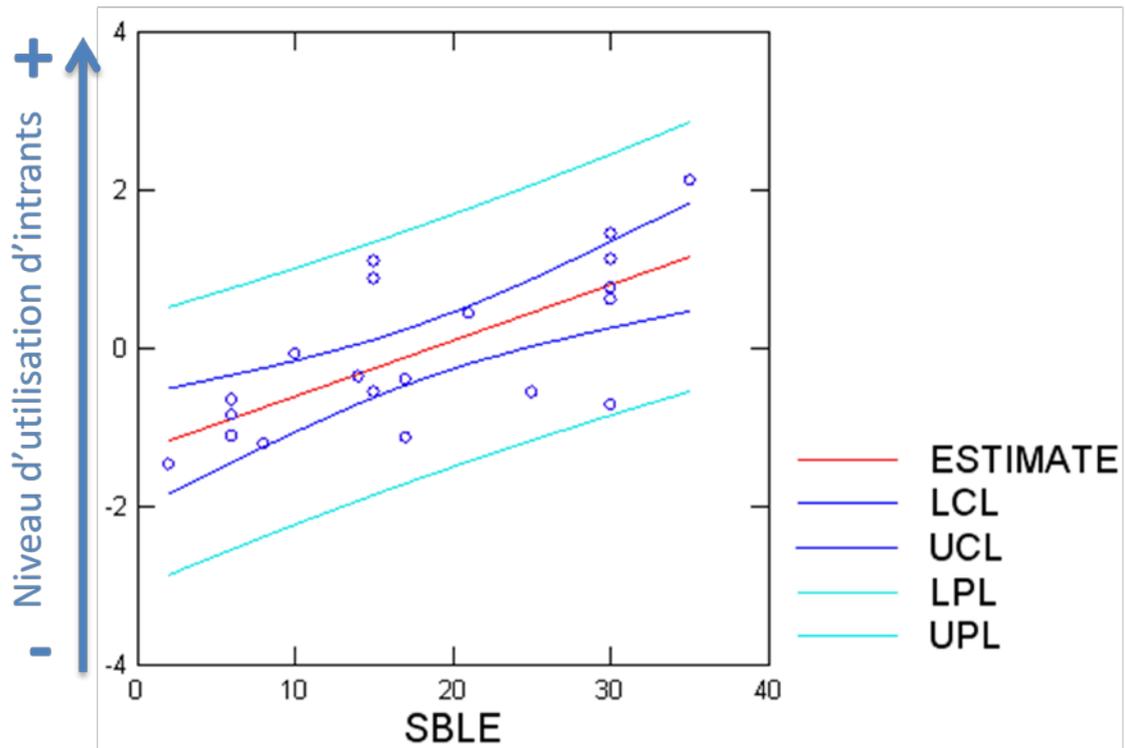


Fig. 6 : Relation entre la surface en blé de l'exploitation (en ha) et les pratiques.

Au final, on a une difficulté beaucoup plus grande à établir une typologie des pratiques des conventionnels, car au contraire des bios ou on est face à deux groupes bien contrastées, on est ici sur un gradient. On arrive à établir des groupes très homogènes si on ne s'intéresse qu'aux herbicides, fongicides et insecticides, mais quand on ajoute le facteur azote, l'identification de groupes devient plus difficile. En effet, une utilisation de doses intermédiaires d'azote n'est pas forcément liée à d'autres types de pratiques. Comme le travail du sol est aussi indépendant des autres variables, lorsqu'on l'ajoute à l'analyse on perd encore en précision dans l'identification des groupes. Cependant, l'influence du niveau d'intrants reste forte, c'est pourquoi on repère bien les deux pôles qui sont d'une part une utilisation d'intrants assez élevée, et d'autre part une utilisation plus réduite. On a vu qu'en règle générale, les stratégies bas intrants sont corrélées à de faibles surfaces en blé, alors que les stratégies plus intensives sont liées à des surfaces en blé plus importantes.

Cependant, on est plutôt sur un gradient. Les agriculteurs peuvent jouer sur différentes pratiques pour construire leur itinéraire technique, mais ils ne jouent pas forcément sur toutes en même temps. Par exemple, un agriculteur peut très bien réduire le nombre de passages de travail du sol sans réduire le nombre de passages en fongicides.

Annexe I.D. Plaquette présentant les principaux résultats de l'étude préliminaire réalisée par E. Laurens sur la diversité des modes de conduite du blé d'hiver en Bretagne.

n° 4
2012

Brèves de la Zone Atelier Armorique
« Projet contrôle biologique »

Conduite du Blé d'hiver en Bretagne : diversité des pratiques agricoles

Contexte général de l'étude

Afin de lutter contre les ravageurs des cultures, des pratiques alternatives à la lutte chimique se développent. Ainsi, la possibilité d'utiliser les ennemis naturels des insectes ravageurs semble de plus en plus prometteuse : c'est le **contrôle biologique**. Ce processus fait partie des nombreux services rendus à l'Homme par la biodiversité.

Une étude va être menée à l'INRA dans le cadre d'un doctorat afin de mieux comprendre le fonctionnement du service de contrôle biologique et de pouvoir, à terme, mieux l'utiliser. Plus précisément, il s'agira de mettre en évidence le rôle de la **diversité et de l'organisation spatiale des pratiques** en agriculture biologique et conventionnelle pour le contrôle biologique des insectes ravageurs du blé d'hiver. Afin de bien comprendre l'impact des différentes pratiques réalisées par les agriculteurs sur l'efficacité d'un tel processus, il était nécessaire de **caractériser la diversité des modes de conduite du blé** pouvant exister en Bretagne.

**Principaux groupes d'espèces
intervenant dans le contrôle
biologique**

©Lhopital/INRA
Coccinelles

©Thiebaud/INRA
Carabes

©Thiebaud/INRA
Staphylin

©Gambier/INRA
Parasitoïdes

©INRA
Syrphes

©Thiebaud/INRA
Araignées

Collecte des données

Une série d'**enquêtes** a été réalisée en Bretagne entre novembre 2011 et janvier 2012. Les résultats ont été complétés par des relevés anonymes de pratiques fournis par d'autres chercheurs de l'INRA, le réseau ADAGE, les chambres d'agriculture de Bretagne et la FRAB. Au total, 48 relevés d'itinéraires techniques du blé d'hiver ont été analysés, dont 28 issus de cette série d'enquêtes. Sur les 48 relevés, **24 concernent des agriculteurs conventionnels et 22 des agriculteurs biologiques**. Une partie des relevés a été réalisée en Centre Ouest Bretagne, mais la plupart ont été effectués en Ille et Vilaine car c'est dans ce département qu'aura lieu l'étude.

n° 4
2012

Conduite du Blé d'hiver en Bretagne : diversité des pratiques agricoles

Une différence marquée entre pratiques conventionnelles et biologiques

En dehors de la différence évidente en termes d'utilisation de pesticides, plusieurs autres divergences sont apparues entre les pratiques conventionnelles et biologiques :

Précédent : Au sein des pratiques conventionnelles, la culture précédant le blé est presque toujours le maïs. Ainsi, les prairies sont généralement regroupées autour des bâtiments et les parcelles plus lointaines sont dédiées aux rotations courtes maïs-céréales. Au sein des pratiques biologiques, le blé est à l'inverse systématiquement implanté après une prairie ou une légumineuse.



Travail du sol : Les agriculteurs biologiques labourent quasi-systématiquement, tandis que le type de travail du sol est très variable chez les conventionnels : du semis direct au labour systématique, en passant par de nombreuses situations intermédiaires. Ce résultat est lié à la difficulté plus grande qu'ont les agriculteurs biologiques à contrôler les adventices sans herbicides de synthèse.

Date de semis : Dans une même zone géographique, les agriculteurs biologiques sèment plus tard que les conventionnels. Il s'agit souvent d'une stratégie de lutte contre les adventices : semer plus tard permet d'éviter une levée d'adventices avant l'hiver et de réaliser plusieurs faux semis.



Densité de semis : La densité de semis est généralement inférieure à 150 kg/ha chez les agriculteurs conventionnels, et supérieure chez les biologiques. Chez ces derniers, l'objectif est une couverture importante du sol afin d'avoir une compétition efficace avec les adventices. Un semis dense compense également les pertes à la levée, les semences étant en majorité non traitées.

Variétés : Les variétés utilisées par les deux groupes sont différentes. De plus, les agriculteurs biologiques sèment souvent des mélanges de variétés, pratique moins courante chez les conventionnels, qui peuvent par contre utiliser plusieurs variétés la même année, mais sur des parcelles différentes.



Rendements : Les rendements obtenus sont très variables, mais on se situe entre 20 à 50 qx/ha en agriculture biologique, contre 50 à 90 qx/ha en agriculture conventionnelle. Les plus faibles rendements des agriculteurs biologiques peuvent s'expliquer par l'utilisation de blés panifiables mieux valorisés lors de la vente.

Brèves de la Zone Atelier Armorique
« Projet contrôle biologique »



n° 4
2012

Conduite du Blé d'hiver en Bretagne : diversité des pratiques agricoles

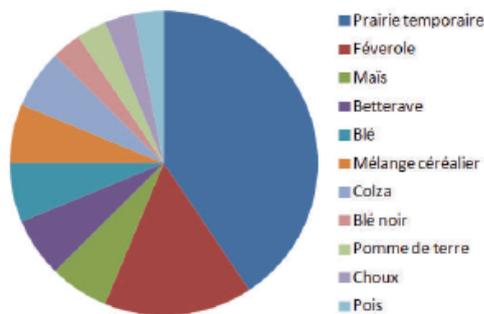
Tendances observées au sein des agriculteurs biologiques

Deux grandes tendances ont pu être définies à partir des enquêtes réalisées :

A/ Après un **précédent prairie**, on observe généralement une absence de fertilisation et peu de désherbage mécanique (0 à 1 passage).

B/ Après un **précédent de type culture annuelle** (souvent une légumineuse), on observe un apport d'engrais avant le semis (fertilisation d'automne) ou en cours de culture (fertilisation en sortie d'hiver), et davantage de passages de désherbage mécanique (1 passage ou plus).

Précédents culturaux cités par les agriculteurs



© Cochard/INRA

Cependant, il faut **nuancer ces résultats** : des exceptions existent, principalement liées aux caractéristiques propres à chaque exploitation (ex : disponibilité en matière organique). De plus, les agriculteurs adaptent chaque année leur stratégie de lutte contre les adventices aux conditions climatiques.

Tendances observées au sein des agriculteurs conventionnels

Chez les agriculteurs conventionnels, le travail du sol ne semble pas lié à l'utilisation des différents intrants. Ces deux catégories de pratiques sont donc analysées indépendamment l'une de l'autre.

Travail du sol :

Il existe une grande variabilité de types de travail du sol. Nous avons relevé les grandes catégories suivantes :

A/ Labour systématique, sans autre travail du sol.

B/ Labour non systématique, avec une décision en fonction du salissement de la parcelle.

C/ Absence de labour systématique, avec un seul passage de travail du sol au préalable et utilisation de glyphosate si la parcelle reste trop sale.

D/ Absence de labour systématique, pas d'utilisation de glyphosate, 2 à 3 passages de travail du sol avant le semis.

Stratégies de travail du sol



Brèves de la Zone Atelier Armorique
« Projet contrôle biologique »



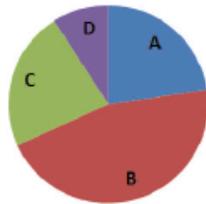
n° 4
2012

Conduite du Blé d'hiver en Bretagne : diversité des pratiques agricoles

Intrants :

De la même façon, on peut identifier de grandes catégories de stratégies d'utilisation des produits phytosanitaires (herbicides et fongicides) :

Stratégies d'utilisation des
produits phytosanitaires



A/ Gestion des produits phytosanitaires déléguée au technicien.

B/ Réduction non systématique des doses et du nombre de passages en herbicides ou fongicides (en fonction du climat et du salissement de la parcelle).

C/ Réduction systématique des doses (herbicides et fongicides), mais non systématique du nombre de passages.

D/ Réduction systématique des doses et du nombre de passages pour les herbicides et les fongicides.

Concernant l'**azote**, on remarque que l'utilisation de doses élevées (plus de 140U/ha) est souvent observée dans des exploitations où les niveaux d'utilisation d'intrants sont relativement élevés ; les apports bas (moins de 100U/ha) sont souvent observés dans les exploitations où les niveaux d'utilisation d'intrants sont relativement faibles. Cependant, beaucoup d'agriculteurs apportent 100 à 140U/ha, sans que l'on puisse identifier une relation avec les autres pratiques sur l'exploitation.

Bilan et perspectives

Cette série d'enquêtes met en évidence une **large diversité de pratiques agricoles** pour la conduite du blé d'hiver. Sans surprise, un contraste important ressort entre les exploitations biologiques et conventionnelles. On s'aperçoit également que des variations existent au sein de chacun de ces groupes d'exploitants, faisant apparaître des grandes catégories de pratiques. A noter que chez les conventionnels, le travail du sol et l'utilisation d'intrants ne sont pas liés.

A présent, il s'agit de voir **dans quelle mesure ces différentes pratiques influencent ou non les communautés d'insectes ravageurs et utiles** présentes dans les paysages agricoles. L'étude mise en place en 2012 devrait permettre de répondre à cette question et donc de mieux comprendre le fonctionnement du processus de contrôle biologique.

Remerciements

Nous remercions tous les agriculteurs qui ont répondu à cette enquête pour leur disponibilité et leur accueil.

Contact : Camille Puech (camille.puech@rennes.inra.fr) ; INRA SAD Paysage, 65 rue de Saint Brieuc 35042 Rennes Cedex ; 02.23.48.70.46

Réalisation : Esther Laurens, Camille Puech, Jacques Baudry, Alexandre Joannon et Stéphanie Aviron.

Financements : INRA, Zone Atelier Armorique

Crédits photos : INRA

Breves de la Zone Atelier Armorique
« Projet contrôle biologique »





Annexe I.E. Questionnaire d'enquête utilisé pour relever les pratiques agricoles réalisées dans les parcelles de blé d'hiver en 2012.

Guide d'entretien ITK Blé

Eté 2012

Parcelle:	Agriculteur:	Date:
-----------	--------------	-------

1. Informations générales sur l'exploitation

SAU	
Engagements (bio, MAE..)	
Date de conversion si bio	
Zonage (Natura 2000..)	

1/7

2. Caractéristiques de la parcelle

2.1. Surface:

2.2. Hydromorphie

Hydro | Sain | Séchant →

2.3. Cailloux

Bcp | moy | Peu/pas →

2.4. Taux MO :

1% | 6% →

2.5. Profondeur :

<50cm | >150 →

2.6. Texture

2/7



3. ITK du blé

3.1.rotation:

3.2.Précédent: - nature:
- insecticides-fongicides-herbicides O/N:
- *date de récolte*

3.3.interculture: - culture intermédiaire O/N:
- nature:
- *date implantation/interventions/date+nature destruction*

3.4.travail du sol: *nature/date/matériel/profondeur*

3.5.semis: - variété:
- traitement des semences:
- densité ($\frac{!}{!}$ unité – kg/Ha ou nb grains/m²):
- *date*

3.6.fertilisation organique: *date/nature(SA)/quantité($\frac{!}{!}$ unité – KgN/Ha)*

3.7.fertilisation minérale: *date/nature(SA)/quantité($\frac{!}{!}$ unité – U/Ha)*

3.8.problèmes rencontrés: - adventices: - peu/moyen/bcp:
- solution:
- herbicides: *dates/nature(SA)/quantité*

- maladies: - peu/moyen/bcp:
- solution:
- fongicides: *dates/nature(SA)/quantité*

- ravageurs: - peu/moyen/bcp:
- solution:
- insecticides: *dates/nature(SA)/quantité*

3.9.régulateur: *date/nom/dose*

3.10.récolte: - *date*
- rendement: - réalisé:
- objectif:
- moyen 5 ans:

3.11.évènements exceptionnels ($\frac{!}{!}$ verse):

3.12.entretien bordures: - généralement: chimique(SA)/mécanique/rien:
- cette année: chimique(SA)/mécanique/rien:

3/7

3. ITK du blé

Jun Juillet Août Sept Oct Nov Dec Janv Fev Mars Avril Mai Juin Juillet

4. Paysage

4.1.Confirmez-vous votre parcellaire (cf. carte)?

4.2.Y a-t-il d'autres parcelles AB dans le paysages (cf. carte)?

4.3.Connaissiez-vous les agriculteurs qui possèdent les exploitations voisines (cf. carte)?

4/7



Annexe II.F. Similarities between variables in terms of squared Person correlation (measuring the link between quantitative variables) or correlation ratio (measuring the link between qualitative and quantitative variables). See Table 2 for abbreviations of variables.

	SOIL	VAR	WD	ROTA	OFq	Hq	Hf	Fq	Ff	GRq	MFq	MFf	MFA axis1	MFA axis2	Hwheat	Pweeds	Aphids	PREV	TIL	I	OF.CF	
SOIL	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VAR	0.13	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WD	0.08	0.14	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ROTA	0.14	0.05	0.10	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OFq	0.02	0.01	0.00	0.11	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hq	0.25	0.28	0.27	0.36	0.07	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hf	0.26	0.28	0.25	0.44	0.05	0.82	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fq	0.21	0.21	0.15	0.33	0.04	0.58	0.56	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ff	0.24	0.24	0.19	0.44	0.05	0.64	0.69	0.89	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRq	0.07	0.10	0.11	0.27	0.06	0.29	0.30	0.56	0.61	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFq	0.21	0.30	0.36	0.46	0.10	0.77	0.80	0.65	0.80	0.47	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFf	0.23	0.31	0.31	0.43	0.11	0.73	0.72	0.72	0.81	0.45	0.92	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFAaxis1	0.31	0.37	0.29	0.31	0.06	0.43	0.36	0.57	0.54	0.37	0.53	0.57	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MFAaxis2	0.01	0.08	0.05	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-
Hwheat	0.08	0.18	0.14	0.15	0.04	0.35	0.28	0.30	0.30	0.12	0.36	0.42	0.27	0.00	1.00	-	-	-	-	-	-	-
Pweeds	0.13	0.30	0.16	0.21	0.03	0.54	0.53	0.56	0.60	0.35	0.63	0.63	0.49	0.01	0.11	1.00	-	-	-	-	-	-
Aphids	0.00	0.00	0.02	0.02	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.06	0.01	0.01	0.01	1.00	-	-	-	-	-
PREV	0.04	0.10	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.03	0.05	0.03	0.01	0.01	0.00	0.50	0.00	0.03	0.00	1.00	-	-	-	-
TIL	0.01	0.01	0.06	0.05	0.00	0.00	0.04	0.01	0.01	0.00	0.02	0.01	0.00	0.08	0.00	0.00	0.01	0.00	1.00	-	-	-
I	0.01	0.05	0.06	0.06	0.01	0.06	0.23	0.05	0.07	0.01	0.13	0.09	0.02	0.01	0.03	0.06	0.01	0.03	0.38	1.00	-	-
OF.CF	0.27	0.33	0.27	0.46	0.07	0.75	0.74	0.78	0.84	0.47	0.87	0.89	0.75	0.01	0.39	0.72	0.02	0.00	0.00	0.08	1.00	-



Annexe III.G. Cross-loadings observed on the PLS-path models exploring relationships between farming practices and natural enemy abundance (first model) or species richness (second model). Variables with a negative transformation are indicated as “-(variable)”. Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

	MANIFEST VARIABLES	BLOCKS	CROSS-LOADINGS			
			<i>block A</i>	<i>block B</i>	<i>block C</i>	<i>block D</i>
Modele 1: abundance	Hedge length	A: Land cover heterogeneity	0.95	-0.28	0.15	0.32
	-(Hedge grain)	A: Land cover heterogeneity	0.9	-0.06	0.08	0.25
	Cf. farmland	A: Land cover heterogeneity	0.29	-0.08	0.05	0.01
	-(% farmland OF)	B: Practice heterogeneity	-0.19	0.9	-0.29	-0.23
	% farmland CF	B: Practice heterogeneity	-0.08	0.87	-0.27	-0.21
	% winter crops CF	B: Practice heterogeneity	-0.19	0.71	-0.19	-0.11
	-(% perennial crops OF)	B: Practice heterogeneity	-0.17	0.85	-0.24	-0.13
	-(Cf. farmland OF)	B: Practice heterogeneity	-0.21	0.85	-0.33	-0.17
	Cf. winter crops CF	B: Practice heterogeneity	-0.11	0.71	-0.15	-0.09
	-(Cf. perennial crops OF)	B: Practice heterogeneity	-0.25	0.89	-0.27	-0.12
	OF/CF	C: Local habitat quality	0.12	-0.29	0.9	0.55
	Wheat height	C: Local habitat quality	0.07	-0.24	0.58	0.41
	% weeds	C: Local habitat quality	0.05	-0.13	0.73	0.33
	-(Field surface)	C: Local habitat quality	0.11	-0.16	0.56	0.29
	Ladybird ab.	D: Natural enemy diversity	0.24	-0.14	0.46	0.77
	Carabid ab.	D: Natural enemy diversity	-0.05	-0.09	0.41	0.42
	Parasitoid ab.	D: Natural enemy diversity	0.25	-0.11	0.23	0.54
Modele 2: species richness	% farmland	A: Land cover heterogeneity	0.67	-0.04	0.03	0.05
	% woodland	A: Land cover heterogeneity	0.8	0.01	0.08	0.07
	Cf. woodland	A: Land cover heterogeneity	0.95	-0.08	0.18	0.24
	Cf. farmland	A: Land cover heterogeneity	0.69	-0.05	0.13	0.1
	-(% farmland OF)	B: Practice heterogeneity	0.18	0.89	-0.24	-0.06
	% farmland CF	B: Practice heterogeneity	-0.28	0.78	-0.22	-0.08
	% winter crops CF	B: Practice heterogeneity	-0.23	0.51	-0.14	-0.06
	-(% spring crops OF)	B: Practice heterogeneity	0.02	0.71	-0.14	-0.22
	-(% perennial crops OF)	B: Practice heterogeneity	0.03	0.49	-0.14	0.07
	-(Cf. farmland OF)	B: Practice heterogeneity	-0.14	0.92	-0.33	-0.19
	-(Cf. winter crops OF)	B: Practice heterogeneity	0.2	0.49	-0.19	-0.14
	-(Cf. spring crops OF)	B: Practice heterogeneity	-0.05	0.71	-0.17	-0.27
	-(Cf. perennial crops OF)	B: Practice heterogeneity	-0.13	0.62	-0.17	-0.03
	OF/CF	C: Local habitat quality	0.1	-0.29	0.91	0.52
	% weeds	C: Local habitat quality	0.23	-0.21	0.88	0.5
	-(Field surface)	C: Local habitat quality	0.04	-0.19	0.57	0.35
	Ladybird SR	D: Natural enemy diversity	0.05	-0.1	0.3	0.46
	Carabid SR	D: Natural enemy diversity	0.2	-0.16	0.54	0.93
	Parasitoid SR	D: Natural enemy diversity	0.04	-0.15	0.3	0.51



Annexe III.H. Results of the bootstrapping procedure obtained after 200 iterations on the PLS-path models exploring relationships between farming practices and natural enemy abundance (first model) or species richness (second model). Values are given for weights and loadings of the manifest variables. Variables with a negative transformation are indicated as “-(variable)”. Configuration landscape variables are abbreviated with Cf.

	MANIFEST VARIABLES	WEIGHTS					LOADINGS				
		Original	Mean	SD	perc.025	perc.975	Original	Mean	SD	perc.025	perc.975
Model 1: abundance	Hedge length	0.62	0.55	0.19	0.18	0.81	0.95	0.88	0.13	0.56	0.97
	Cf. farmland	0.08	0.1	0.34	-0.61	0.7	0.29	0.29	0.35	-0.47	0.86
	-(Hedge grain)	0.43	0.41	0.14	0.01	0.65	0.9	0.84	0.13	0.37	0.95
	-(% farmland OF)	0.22	0.22	0.07	0.12	0.33	0.9	0.89	0.09	0.79	0.94
	% farmland CF	0.2	0.19	0.06	0.08	0.32	0.87	0.86	0.07	0.75	0.92
	% winter crops CF	0.13	0.13	0.08	-0.01	0.23	0.71	0.7	0.11	0.44	0.85
	-(% perennial crops OF)	0.16	0.15	0.06	0.01	0.23	0.85	0.84	0.07	0.66	0.91
	-(Cf. farmland OF)	0.21	0.21	0.08	0.11	0.35	0.85	0.84	0.09	0.75	0.92
	Cf. winter crops CF	0.1	0.09	0.09	-0.09	0.21	0.71	0.7	0.12	0.42	0.86
	-(Cf. perennial crops OF)	0.17	0.17	0.05	0.07	0.25	0.89	0.88	0.06	0.75	0.93
	OF/CF	0.49	0.48	0.06	0.37	0.61	0.9	0.89	0.05	0.75	0.95
	-(Field surface)	0.28	0.26	0.09	0.06	0.41	0.56	0.54	0.11	0.25	0.72
	Wheat height	0.37	0.36	0.14	0.06	0.64	0.58	0.56	0.17	0.16	0.79
	% weeds	0.26	0.27	0.09	0.1	0.44	0.73	0.73	0.12	0.46	0.9
	Ladybird ab.	0.75	0.7	0.17	0.33	0.96	0.77	0.73	0.15	0.39	0.94
	Carabid ab.	0.29	0.35	0.23	-0.1	0.81	0.42	0.47	0.22	0.07	0.91
Parasitoid ab.	0.55	0.47	0.2	0.04	0.82	0.54	0.47	0.18	0.04	0.77	
Model 2: species richness	% farmland	0.11	0.21	0.23	-0.33	0.65	0.67	0.7	0.19	0.12	0.92
	% woodland	0.2	0.25	0.2	-0.17	0.6	0.8	0.8	0.16	0.37	0.95
	Cf. farmland	0.32	0.24	0.24	-0.31	0.7	0.69	0.57	0.26	-0.09	0.89
	Cf. woodland	0.57	0.39	0.29	-0.61	0.77	0.95	0.87	0.14	0.59	0.97
	-(% farmland OF)	0.15	0.15	0.07	-0.01	0.26	0.89	0.86	0.14	0.42	0.96
	% farmland CF	0.15	0.16	0.06	0.02	0.28	0.78	0.75	0.16	0.27	0.89
	% winter crops CF	0.1	0.08	0.08	-0.08	0.24	0.51	0.49	0.19	-0.06	0.74
	-(% spring crops OF)	0.19	0.15	0.1	-0.05	0.31	0.71	0.63	0.2	0.16	0.9
	-(% perennial crops OF)	0.04	0.06	0.11	-0.2	0.24	0.49	0.51	0.27	-0.23	0.88
	-(Cf. farmland OF)	0.26	0.24	0.05	0.16	0.33	0.92	0.88	0.11	0.53	0.95
	-(Cf. winter crops OF)	0.17	0.14	0.08	-0.03	0.3	0.49	0.45	0.15	0.17	0.72
	-(Cf. spring crops OF)	0.22	0.18	0.1	-0.04	0.38	0.71	0.63	0.2	0.15	0.91
	-(Cf. perennial crops OF)	0.1	0.1	0.08	-0.12	0.23	0.62	0.63	0.24	-0.03	0.91
	OF/CF	0.46	0.46	0.06	0.36	0.6	0.91	0.91	0.02	0.86	0.95
	-(Field surface)	0.29	0.31	0.09	0.14	0.49	0.57	0.59	0.11	0.36	0.74
	% weeds	0.47	0.45	0.07	0.31	0.56	0.88	0.87	0.05	0.75	0.94
	Ladybird SR	0.01	0.06	0.26	-0.44	0.62	0.46	0.47	0.21	0	0.84
	Carabid SR	0.87	0.77	0.22	0.28	1.08	0.93	0.86	0.13	0.58	0.99
Parasitoid SR	0.38	0.38	0.23	-0.05	0.8	0.51	0.5	0.21	0.02	0.88	



Annexe I. Article paru dans la revue Innovations Agronomiques.

Effet des pratiques biologiques et conventionnelles sur les communautés d'insectes auxiliaires dans les paysages agricoles

Puech C.¹, Baudry J.¹, Aviron S.¹

¹ INRA, UR SAD-Paysage, F-35000 Rennes

Correspondance : camille.puech@rennes.inra.fr

Résumé

La sécurité alimentaire ainsi que la conservation de la biodiversité font partie des principaux enjeux de l'agriculture moderne. En raison de ses pratiques alternatives, l'Agriculture Biologique (AB) constitue un mode de production prometteur pour répondre à ces problématiques. En particulier, le contrôle biologique des ravageurs par leurs ennemis naturels semble être une alternative possible aux insecticides utilisés en Agriculture Conventionnelle (AC). L'objectif de cette étude est de décrire la diversité des pratiques de conduite du blé d'hiver en AB et en AC, et d'en comprendre les effets sur les insectes auxiliaires, à l'échelle de la parcelle et du paysage. Des relevés entomologiques et agronomiques ont été réalisés dans quarante parcelles (vingt en AB et vingt en AC) situées dans des contextes paysagers différents. Les résultats montrent qu'il existe une diversité de stratégies de conduite du blé chez les exploitants en AB et en AC, même si la dichotomie entre les deux modes de production reste bien marquée. Au niveau parcellaire, les stratégies en AB semblent plus favorables à la présence d'auxiliaires que les stratégies en AC, suggérant un contrôle biologique efficace. Néanmoins, aucun effet de la proportion de surface en AB dans le paysage environnant n'a été mis en évidence.

Mots-clés: coccinelles, carabes, parasitoïdes, contrôle biologique, pratiques agricoles

Abstract: Effect of organic and conventional practices on the insects natural enemies communities in agricultural landscapes

Food security and biodiversity conservation are among the main challenges of modern agriculture. Organic Farming (OF) is considered as a promising type of production to meet these challenges due to the use of alternative practices on organic systems. In particular, biological control of pests by their natural enemies is considered as a possible way to reduce pesticide use in Conventional Farming (CF). The aim of this work is to describe the diversity of practices on winter wheat in organic and conventional farms, and to understand their



effects on natural enemies, at field and landscape scales. Entomological surveys and agronomic surveys were carried out in forty fields (twenty under OF and twenty under CF) located in different landscape contexts. The results showed that both farmers under OF or CF implemented a diversity of management strategies on winter wheat, although the dichotomy between the two production types remained well marked. At the field scale, organic practices seemed to be more favorable to the presence of beneficial insects than conventional practices, suggesting a more effective biological control. However, no effect of the proportion of OF in the landscape context of fields was found.

Keywords: ladybirds, carabid beetles, parasitoids, biological control, farming practices

1. Introduction

L'Agriculture Biologique (AB) est un mode de production agricole de plus en plus répandu en Europe (FIBL, 2013). Son développement vient en réponse à de nouvelles problématiques liées à la sécurité alimentaire ainsi qu'à la productivité et à la durabilité des agro-écosystèmes. Ainsi, on a constaté que l'Agriculture Conventienne (AC), en lien avec l'utilisation de pesticides, provoque des modifications importantes de biodiversité, ce qui réduit la réalisation des services assurés par les écosystèmes tels que la pollinisation ou le contrôle biologique des ravageurs (Benton *et al.*, 2003 ; Leroux *et al.*, 2008). Afin de s'assurer que l'AB est une alternative durable d'un point de vue écologique et agronomique, il est nécessaire de bien comprendre les effets qu'elle peut avoir sur les agro-écosystèmes et les services qu'ils peuvent rendre à l'agriculture.

Les pratiques en AB suivent un cahier des charges précis, qui interdit notamment l'utilisation de pesticides et fertilisants de synthèse, d'hormones de croissance, d'antibiotiques et d'OGM (Conseil de l'Union Européenne, 2007). Au-delà de cette législation, les agriculteurs adoptent diverses techniques agricoles alternatives pour contrôler les bioagresseurs, basées sur les principes de la protection intégrée des cultures (Pingault *et al.*, 2009). Un travail du sol plus fréquent est par exemple mis en place pour limiter le développement des adventices (Zehnder *et al.*, 2007). De la même façon, le contrôle des ravageurs de cultures par des insectes prédateurs ou parasites naturellement présents dans l'environnement des cultures est de plus en plus mobilisé, en particulier en culture de plein champ. La lutte biologique par conservation vise à optimiser la présence des auxiliaires et la réalisation de ce service de contrôle biologique au sein des parcelles, par des modifications des pratiques culturales et la mise en place d'aménagements paysagers supposés favorables (Altieri, 1999).

Pour ce faire, il est nécessaire d'identifier les facteurs qui affectent l'abondance et la distribution des communautés d'auxiliaires au sein des paysages agricoles. De nombreux travaux se sont intéressés aux facteurs qui interviennent à l'échelle de la parcelle. Ils montrent que l'abondance et la diversité des auxiliaires sont fortement influencées par les interactions biotiques locales (disponibilité en proies, compétition ou prédation entre espèces auxiliaires, etc.) (Snyder et Ives, 2003) et les conditions abiotiques (température,



humidité, etc.) (Lovei et Sunderland, 1996 ; Langellotto et Denno, 2004) au sein des cultures. Les communautés d'insectes auxiliaires sont également influencées par les systèmes de culture mis en place. Ainsi, certaines pratiques ont déjà été identifiées comme étant favorables (par ex. la fertilisation organique ; Garratt *et al.*, 2011) ou défavorables (par ex. les pesticides ; Theiling et Croft, 1988) à ces insectes. Plus globalement, de nombreuses études ont comparé les effets des modes de production en AB et AC. Dans l'ensemble, elles montrent un effet positif des systèmes de culture en AB sur l'abondance et la diversité des auxiliaires, mais parfois des effets nuls voire négatifs de ce mode de production (Bengtsson *et al.*, 2005). Cette incertitude est probablement due au fait que ces études ne tiennent pas compte de la diversité des pratiques adoptées par les exploitants en AB et en AC et qui est susceptible d'affecter les processus écologiques (Vasseur *et al.*, 2012).

A l'échelle du paysage, il a été montré que la nature et l'organisation des différents éléments du paysage environnant les cultures peuvent affecter les communautés d'auxiliaires. En particulier, des surfaces importantes en éléments semi-naturels (bois, haies, prairies permanentes) favorisent leur présence et leur diversité car ils fournissent des habitats indispensables à leur développement ou des zones de refuge (Bianchi *et al.*, 2006, Winqvist *et al.*, 2011). Quelques travaux ont porté sur l'effet de la nature et de l'organisation des pratiques réalisées dans le paysage environnant des parcelles mais cette question de recherche reste encore peu explorée, en particulier concernant le service de régulation biologique (Diekötter *et al.*, 2010 ; Gabriel *et al.*, 2010). On peut cependant supposer que les insectes auxiliaires, qui se déplacent entre les parcelles (Fahrig, 2007), peuvent être affectés par l'ensemble des interventions réalisées dans un paysage. L'intensification générale de l'agriculture a ainsi engendré une transformation des agro-écosystèmes (réduction de la quantité et de la qualité des éléments semi-naturels) affectant les arthropodes de façon importante (Bianchi *et al.*, 2006). Concernant les pratiques parcellaires, on suppose qu'une parcelle située dans un contexte d'AB pourrait présenter une diversité et une abondance plus importantes d'auxiliaires qu'une parcelle située dans un contexte d'AC, sans que ceci soit directement lié aux pratiques mises en œuvre sur la parcelle elle-même.

Cet article présente les résultats d'une étude qui aborde cette question au niveau des communautés d'auxiliaires de cultures annuelles dans des systèmes de polyculture-élevage en Bretagne. En particulier, l'objectif est de comprendre l'effet des pratiques agricoles sur l'abondance des ennemis naturels des pucerons du blé d'hiver (carabes, coccinelles et parasitoïdes), à l'échelle de la parcelle et du paysage. A l'échelle de la parcelle, il s'agit de déterminer si la diversité des pratiques en AB et AC ainsi que les conditions d'habitat associées affectent les auxiliaires. A l'échelle du paysage, l'objectif est d'évaluer l'effet de la quantité de surfaces occupées par les pratiques en AB et AC sur ces insectes.

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation du site d'étude



L'étude a été réalisée en Ille et Vilaine sud, dans une zone bocagère où l'agriculture occupe des surfaces importantes. Afin de pouvoir tester les effets de surfaces plus ou moins étendues en AB à l'échelle du paysage, vingt paysages de 1km², répartis selon un gradient de surface en AB allant de 6% à 35%, ont été sélectionnés (Figure 1). Ils présentent cependant, dans la mesure du possible, des quantités similaires d'éléments boisés (bois: 0-21% ; haies: 34-98m/ha), d'eau (0-3%), de zones artificialisées (bâti+routes: 3-24%), et de zones cultivées (71-96%) car l'étude ne cherche pas à tester l'effet de ces éléments (Figure 2).

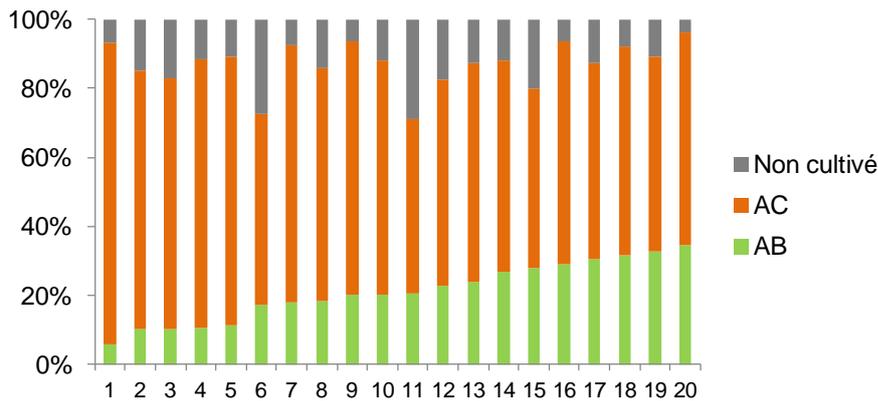


Figure 1 : Répartition des pratiques biologiques (AB) et conventionnelles (AC) dans les vingt paysages sélectionnés.

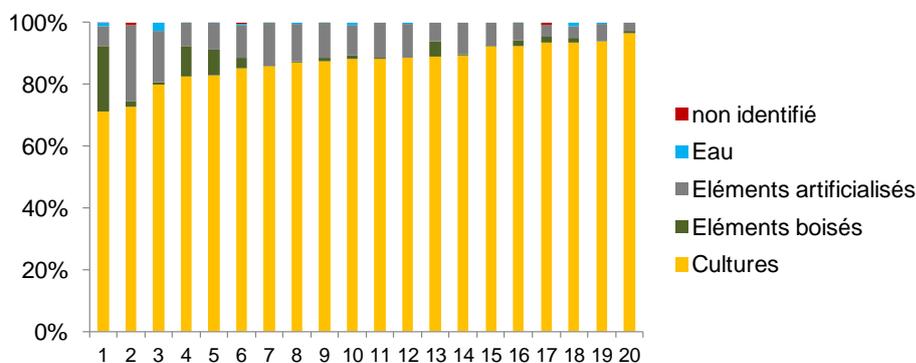


Figure 2 : Répartition de l'occupation du sol dans les vingt paysages sélectionnés.

Au sein de chaque paysage, une parcelle de blé d'hiver en AB et une parcelle de blé d'hiver en AC ont été sélectionnées. Le blé a été choisi car c'est une des espèces les plus cultivées en Bretagne et qui peut connaître des attaques de ravageurs importantes. Au total, quarante parcelles ont donc été suivies dans cette étude.

2.2. Caractérisation des communautés d'auxiliaires



Les relevés biologiques ont été réalisés entre avril et juillet 2012, au moment de la période d'activité des insectes. Tous les échantillonnages ont été faits à au moins 10 m des bords de champs, afin de ne capturer que les insectes vivant dans les cultures et non dans les bordures de champs.

Les coccinelles adultes ont été échantillonnées à l'aide de filets fauchoirs. Dans chaque parcelle, dix séries de cinquante fauches ont été réalisées le long de deux transects perpendiculaires à un bord de champ. Ces relevés ont été réalisés cinq fois pendant la saison.

Les carabes ont été capturés à l'aide de pots Barber. Il s'agit de pots en plastique de 10 cm de profondeur x 5 cm de diamètre, enfoncés dans le sol et remplis au tiers d'un liquide conservant. Dans chaque parcelle, deux pièges distants de 10 m ont été placés, sachant qu'un piège est constitué de deux pots Barber. Les pièges ont été relevés toutes les deux semaines entre avril et juillet. Au total, sept relevés ont donc été effectués.

Afin d'estimer l'abondance des parasitoïdes, les pucerons parasités (momies) ont été récoltés dans chaque parcelle au niveau de dix points d'échantillonnage. Ces dix points étaient répartis le long de deux transects perpendiculaires à un bord de champ. A chaque point, toutes les momies rencontrées sur dix talles ont été récoltées et ramenées au laboratoire en attendant l'émergence des parasitoïdes adultes. Cet échantillonnage a été réalisé cinq fois durant la saison.

2.3. Caractérisation des conditions d'habitat au sein des cultures

Les conditions d'habitat pour les auxiliaires au sein des cultures étudiées ont été décrites par la disponibilité en proies (abondance des pucerons) et les conditions abiotiques (caractéristiques de la végétation).

Les pucerons ont été comptés directement sur les plants de blé, au niveau de dix points d'échantillonnage. Ces dix points étaient répartis le long de deux transects perpendiculaires à un bord de champ. A chaque point, tous les pucerons rencontrés ont été dénombrés et identifiés sur dix talles. Ces comptages ont été réalisés trois fois durant la saison.

Des relevés de végétation ont été réalisés afin de disposer de descripteurs (indirects) des conditions microclimatiques parcellaires. Au sein de chaque parcelle, les mesures suivantes ont été effectuées dans quatre quadrats de 250 cm² : hauteur moyenne du blé, densité de blé et pourcentage de recouvrement par le blé, les adventices, la litière et le sol nu. Les pourcentages de recouvrement ont été estimés à l'aide de l'indice de Braun-Blanquet (0-5%: 1 ; 5-25%: 2 ; 25-50%: 3 ; 50-75%: 4 ; 75-100%: 5). Ces relevés ont été réalisés sept fois durant la saison.

2.4. Caractérisation des systèmes de culture des parcelles étudiées



Suite aux récoltes des blés, des enquêtes ont été réalisées avec les 39 agriculteurs propriétaires des cultures (un agriculteur possédait deux parcelles) afin de décrire les pratiques agricoles réalisées sur ces parcelles. Elles ont porté sur la rotation, le précédent cultural, l'interculture, le semis et l'itinéraire technique du blé (travail du sol, fertilisation et pesticides). La majorité des agriculteurs enquêtés ont des exploitations en polyculture-élevage.

Quinze variables ont été extraites de ces enquêtes et recodées en classes d'effectifs similaires afin de simplifier les analyses (Tableau 1) : le précédent cultural, le nombre de passages de travail du sol (préparation du semis et désherbage mécanique), la présence de labour, le nombre de variétés de blé semées, la densité de semis, la longueur de la rotation (nombre de cultures), la quantité de fertilisants organiques, la quantité et le nombre de passages d'herbicides, de fongicides, de fertilisants minéraux, ainsi que la quantité de régulateurs et les insecticides. Les nombres de passages de fertilisants organiques et de régulateurs n'ont pas été pris en compte car ils varient très peu entre les agriculteurs (rarement plus d'un passage). De la même façon, l'analyse des insecticides a été simplifiée (présence/absence) car peu d'agriculteurs en ont utilisé en 2012.

Pour les quantités d'herbicides, de fongicides et de régulateurs, des calculs plus poussés ont dû être effectués. En effet, à chaque application, les agriculteurs utilisent très souvent plusieurs produits en proportions variables. Pour chaque produit utilisé par un agriculteur, un indice a donc été attribué en fonction de la dose homologuée (0-40% de la dose homologuée=1 ; 41-80%=2 ; 81-100%=3). Pour chaque type d'intrant et chaque agriculteur, les indices ont été sommés afin d'obtenir un score final. Les quarante parcelles ont finalement été réparties en classes en fonction de leurs scores respectifs (Tableau 1).



Tableau 1 : Signification et effectifs des classes réalisées pour chacune des 15 variables issues des enquêtes sur les pratiques agricoles.

Pratiques agricoles	Modalités	Signification	Nombre de parcelles
précédent cultural	maïs	maïs	25
	autre	blé, chanvre, prairie, pois, colza, sarrasin, lin, betterave ou pomme de terre	15
nombre de passages de travail du sol	1	2 interventions	13
	2	3 interventions	15
	3	4 à 8 interventions	12
labour	0	non	7
	1	oui	33
nombre de variétés semées	1	1 variété	23
	2	2 à 5 variétés	17
densité de semis	1	115kg grains/ha à 125kg grains/ha	12
	2	130kg grains/ha à 150kg grains/ha	19
	3	160kg grains/ha à 180kg grains/ha	9
longueur de la rotation	1	2 à 3 cultures	13
	2	4 à 6 cultures	15
	3	7 à 12 cultures	12
quantité de fertilisants organiques	0	rien	28
	1	40 uN/ha à 90 uN/ha	6
	2	100 uN/ha à 160 uN/ha	6
quantité d'herbicides	0	rien	20
	1	1 à 3 points	7
	2	4 à 5 points	7
	3	6 à 10 points	6
nombre de passages d'herbicides	0	rien	20
	1	1 traitement	14
	2	2 à 3 traitements	6
quantité de fongicides	0	rien	20
	1	1 à 5 points	8
	2	6 à 7 points	7
	3	8 à 12 points	5
nombre de passages de fongicides	0	rien	20
	1	1 à 2 traitements	11
	2	3 traitements	9
quantité de fertilisants minéraux	0	rien	20
	1	45 uN/ha à 130 uN/ha	9
	2	140 uN/ha à 180 uN/ha	11
nombre de passages de fertilisants minéraux	0	rien	20
	1	1 à 2 traitements	5
	2	3 à 4 traitements	15
quantité de régulateurs	0	rien	26
	1	1 à 2 points	3
	2	3 à 6 points	11
insecticides	0	non	37
	1	oui	3

2.5. Caractérisation du contexte paysager des parcelles

Afin de décrire le paysage environnant des parcelles et d'en tester l'effet sur les auxiliaires, deux types de cartographie ont été réalisées à l'aide des Systèmes d'Information Géographique (logiciel ArcGis 9.3) : une cartographie des types d'occupations du sol et une cartographie des pratiques agricoles dans un rayon de 500 m autour de chaque parcelle échantillonnée (Figure 3). La répartition des exploitations en AB dans les paysages étudiés a été obtenue grâce à l'annuaire de l'Agence Bio et par enquêtes auprès des agriculteurs.

Différents descripteurs du paysage ont été calculés à partir de ces cartes : le pourcentage de surfaces en AB, le pourcentage de cultures et le pourcentage d'éléments boisés.

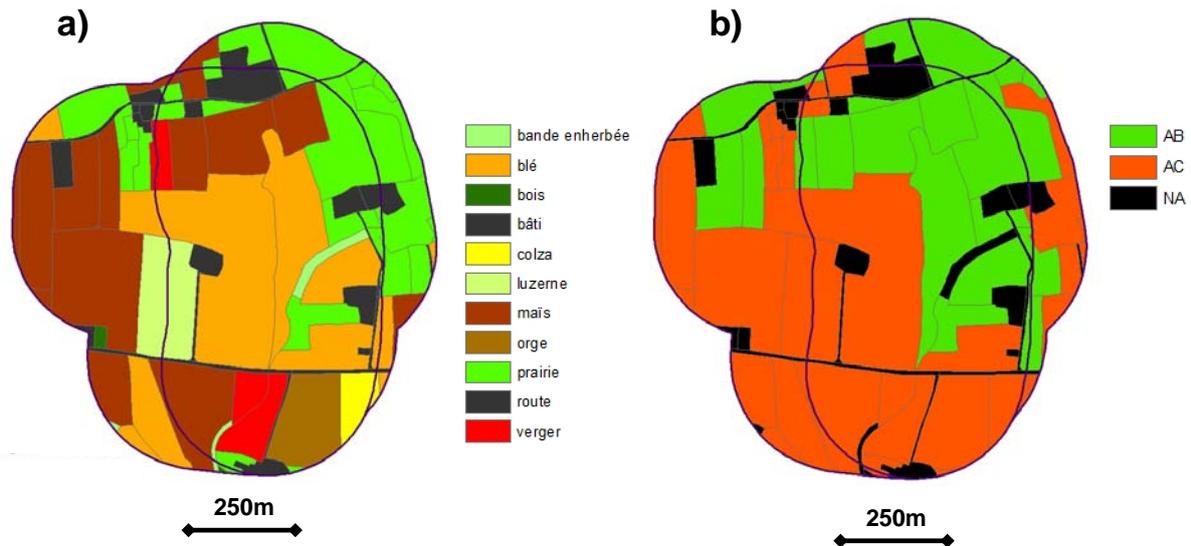


Figure 3 : Cartes de description de l'occupation du sol (a) et des pratiques agricoles (b) dans un rayon de 500m autour des deux parcelles de blé d'un des vingt paysages de la zone d'étude. AB : Agriculture Biologique ; AC : Agriculture Conventiennelle ; NA : zones non cultivées.

3. Résultats et discussion

3.1. Diversité des pratiques agricoles

Afin de décrire la diversité des pratiques agricoles, une première analyse a été réalisée à partir des 15 variables issues des enquêtes. Cette analyse permet de représenter les différentes pratiques de façon synthétique sous forme d'axes. Seuls les trois premiers axes ont été conservés, expliquant respectivement 21,53%, 15,08% et 9,93% de la variabilité des données. Chacun est représentatif d'un gradient de pratiques (Figure 4).

On observe tout d'abord que les quarante parcelles se répartissent de façon relativement homogène le long des trois axes, ce qui traduit une diversité et un continuum dans les stratégies de pratiques des exploitants. Ce résultat indique que certains agriculteurs en AB et en AC réalisent des pratiques très proches sur le blé d'hiver.

Les principales différenciations de pratiques, représentées par l'axe 1, se traduisent par (i) une utilisation croissante d'intrants chimiques, (ii) une diminution d'utilisation des fertilisants organiques, de la fréquence de travail du sol, de la longueur des rotations, du nombre de variétés semées et de la densité de semis, et (iii) le passage à un précédent de type maïs. Le long de ce gradient, les deux types de production semblent bien discriminés, les parcelles de blé en AC correspondant aux valeurs les plus fortes du gradient décrit précédemment. Cette dichotomie est principalement expliquée par l'utilisation exclusive d'intrants chimiques par les agriculteurs conventionnels. En alternative, les agriculteurs en AB semblent développer des techniques agricoles qui leur permettent de maintenir la qualité agronomique des parcelles et de lutter contre les bioagresseurs. La fertilisation du sol



est par exemple assurée par des apports plus importants de lisier/fumier et par la mise en place de rotations plus longues et plus diversifiées (Zehnder *et al*, 2007). La gestion des adventices se fait quant à elle grâce à un travail du sol plus important (faux semis, désherbage mécanique) et par une couverture plus importante au niveau du sol (forte densité de semis) (Bond et Grundy, 2001). Enfin, l'utilisation d'assemblages de variétés peut fournir une protection efficace contre le développement des maladies, le principe étant d'associer différents géotypes résistants au cortège de pathogènes pouvant endommager la culture (Mundt, 2002).

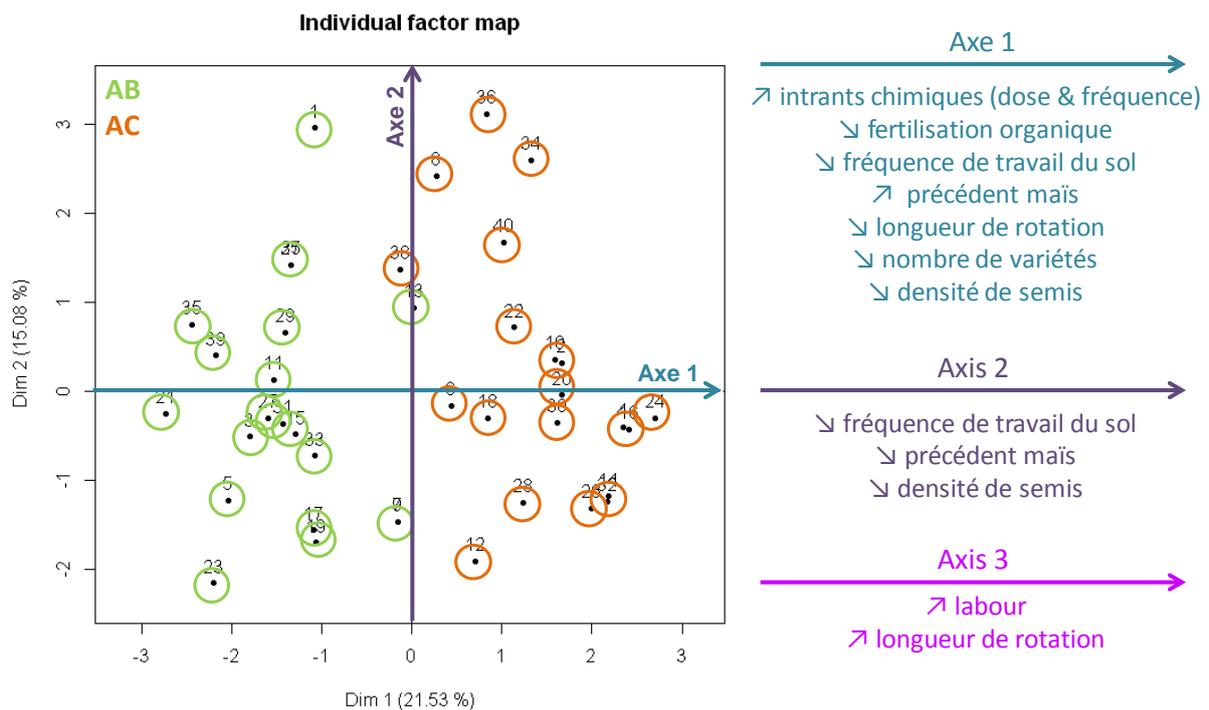


Figure 4 : Résultat de l'analyse multi factorielle réalisée sur les pratiques agricoles. Seuls les deux premiers axes ont été représentés. Les quarante points correspondent aux quarante parcelles suivies, les biologiques (AB) sont en vert, les conventionnelles (AC) en orange.

Les pratiques réalisées dans les quarante parcelles se différencient également, mais de façon moins importante (axe 2 de l'analyse, Figure 4), par une diminution du nombre de passages de travail du sol, de la densité de blé et le passage à un précédent autre que le maïs. A un troisième niveau d'information (axe 3), on observe une augmentation du labour et de la longueur des rotations. Le long de ces deux gradients, les parcelles se répartissent de façon homogène indépendamment du mode de production, traduisant une diversité de pratiques commune et transversale aux modes de production AB et AC. Ce résultat témoigne d'une diversité des pratiques telles que le travail du sol, le choix des rotations ou le semis, quel que soit type de production considéré. Cette diversité, qui a déjà été mise en évidence dans une



étude de David *et al.* (2005), peut être liée à des facteurs aussi bien agronomiques qu'économiques. Les choix des agriculteurs sont par exemple dépendants de leurs objectifs de rendement, des contraintes microclimatiques et géomorphologiques propres à chaque parcelle, mais également des conseillers ou des politiques publiques (Vasseur *et al.*, 2012).

3.2. Effet des pratiques agricoles sur les auxiliaires

3.2.1 Description du cortège d'auxiliaires et de pucerons sur blé d'hiver

Au cours de l'étude, 548 coccinelles ont été récoltées sur l'ensemble des 40 blés d'hiver suivis, appartenant à sept espèces dont trois dominantes : la coccinelle à sept points (*Coccinella septempunctata* ; 48% des individus ; aphidiphage), la coccinelle à damier (*Propylea quatuordecimpunctata* ; 30% des individus ; polyphage) et la coccinelle à 16 points (*Tytthaspis sedecimpunctata* ; 21% des individus ; mycophage).

Concernant les carabes, 26 850 individus ont été récoltés, appartenant à 88 espèces. Les trois principales sont *Pterostichus cupreus* (31% des individus), *Agonum dorsale* (21% des individus) et *Brachynus sclopeta* (17% des individus).

501 momies de pucerons ont été récoltées. Pour 43% d'entre elles, les parasitoïdes avaient déjà émergé et 15% n'ont jamais émergé. Parmi les parasitoïdes ayant émergé, 53% sont des parasitoïdes primaires (genre *Aphidius* principalement) et 47% des hyperparasitoïdes (familles des Pteromalidae et des Megaspilidae principalement).

Enfin, 791 pucerons ont été dénombrés, appartenant à trois espèces : *Metopolophium dirhodum* (55% des individus), *Sitobion avenae* (37% des individus) et *Rhopalosiphum padi* (8% des individus).

Il est important de noter que ces abondances sont faibles, probablement car les conditions climatiques en 2012 n'ont pas été favorables au développement des insectes, notamment les pucerons. Les résultats présentés ici ne permettent donc pas de conclure sur l'état des communautés d'auxiliaires en cas de forte infestation par les pucerons.

3.2.2 Effets des pratiques agricoles et des conditions d'habitat au niveau parcellaire

Afin de tester l'effet des pratiques agricoles sur les abondances d'auxiliaires, les résultats de l'analyse des pratiques réalisée précédemment (Figure 4) ont été utilisés. Ainsi, les coordonnées de chaque parcelle le long des trois axes ont été extraites afin d'obtenir trois variables synthétiques des pratiques réalisées par chaque agriculteur. Ces données agronomiques ainsi que les données concernant la qualité de l'habitat local (végétation et pucerons) ont été mises en relation avec les données biologiques grâce à des modèles linéaires.

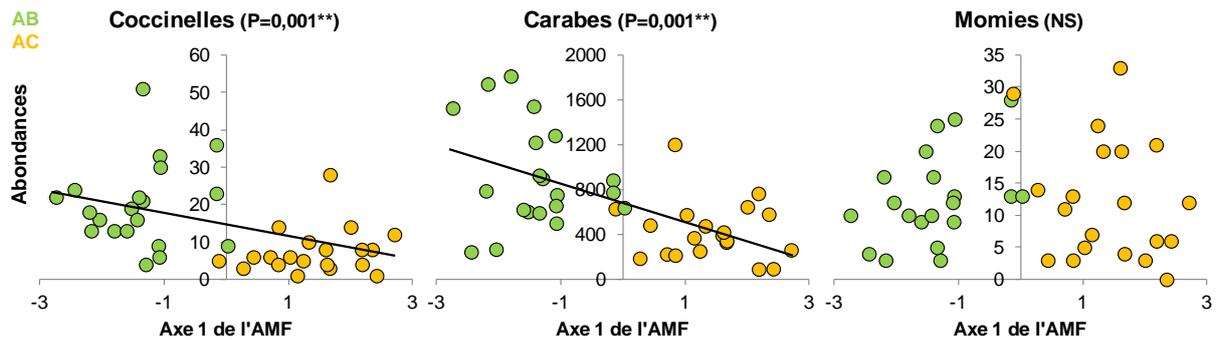


Figure 5 : Abondances de coccinelles, carabes et momies en fonction du 1^{er} axe de l'Analyse Multi Factorielle réalisée sur les pratiques. Cet axe traduit une augmentation des intrants chimiques, une diminution de la fertilisation organique, du travail du sol, de la longueur de rotation, du nombre de variétés et de la densité de semis, ainsi que le passage à un précédent de type maïs. Les parcelles biologiques (AB) sont en vert et les conventionnelles (AC) en orange. NS=relation non significative.

Parmi les différents facteurs testés à l'échelle parcellaire, seul le premier gradient de pratiques opposant les cultures en AB et AC (1^{er} axe de l'analyse multi factorielle) a un effet sur les abondances d'auxiliaires, en particulier des coccinelles et des carabes (Figure 5). Ainsi, plus les pratiques se rapprochent de celles adoptées en AC, moins les coccinelles et carabes sont abondants au sein des parcelles. En effet, les pesticides de synthèse (insecticides, fongicides, herbicides) utilisés en AC peuvent avoir des effets létaux directs (par contact) ou indirects (via l'ingestion de proies contaminées) sur les insectes auxiliaires (Theiling et Croft, 1988 ; Brust, 1990 ; Obrycki et Kring, 1998).

Les fortes abondances de carabes dans les blés d'hiver en AB peuvent s'expliquer par la fertilisation organique importante, qui peut améliorer la structure et l'humidité du sol et ainsi les conditions d'habitat (Holland et Luff, 2000 ; Garratt *et al.*, 2011). Cependant, ces fortes abondances de carabes dans les cultures en AB sont en contradiction avec les résultats d'études précédentes, qui ont montré des effets létaux d'un travail du sol répété sur les larves de carabes qui hivernent dans le sol des cultures (Holland et Reynolds, 2003 ; Shearin *et al.*, 2007). On peut supposer que le travail réalisé par les agriculteurs dans les parcelles de l'étude n'était pas suffisamment profond (rarement plus de 10 cm) pour atteindre les larves. Concernant les coccinelles, il est peu probable qu'elles aient été affectées par le travail du sol car elles sont en hibernation en dehors des parcelles au moment où il est réalisé. Il semble difficile de discuter d'éventuels effets du précédent culturel et de la longueur des rotations sur les insectes auxiliaires, ces facteurs étant peu étudiés et les quelques résultats existants, contradictoires (Hammond et Stinner, 1987 ; Gallo et Pekar, 2002).

Il est important de noter que les différences d'abondances de coccinelles et de carabes observées entre cultures en AB et AC, ne sont pas seulement liées aux pratiques culturales,



mais également à l'état de la végétation dans ces cultures. Dans les cultures en AB, l'absence d'utilisation d'herbicides ainsi que la diversité des variétés semées en forte densité, s'accompagne en effet d'un recouvrement plus important du sol par les adventices, et d'une végétation plus haute et complexe que dans les cultures en AC. Cette végétation offre un microclimat (ombrage, humidité, température) au niveau du sol qui est favorable aux arthropodes (Ali et Reagan, 1985 ; Griffin et Yearga, 2002 ; Langellotto et Denno, 2004). La flore adventice présente au sein des cultures en AB est également susceptible de fournir du pollen et nectar, considérés comme des ressources alimentaires importantes pour les coccinelles (Lundgren, 2009).

Contrairement aux carabes et aux coccinelles, les abondances de parasitoïdes ne varient pas selon les pratiques de conduire des cultures ou l'état de la végétation (Figure 5). Ces résultats sont contradictoires avec ceux d'autres études, qui ont mis en évidence un effet positif des pratiques biologiques sur l'abondance et la diversité des parasitoïdes, comparativement aux pratiques conventionnelles (Roschewitz *et al.*, 2005 ; Holzschuh *et al.*, 2010). Dans la présente étude, on peut supposer que la capacité de dispersion importante de ces insectes (Godfray, 1994) a pu leur permettre d'échapper facilement aux perturbations créées par les différentes pratiques réalisées dans les cultures suivies. Cependant, l'absence d'effet des pratiques agricoles sur les parasitoïdes est probablement davantage lié à leur abondance en 2012, trop faible pour pouvoir observer une variabilité d'une parcelle à une autre. De la même façon, les infestations réduites de pucerons pendant la saison d'échantillonnage expliquent sans doute le fait que leur abondance n'a pas eu d'effet sur les auxiliaires.

3.2.3 Effet de l'environnement paysager des cultures

Les données paysagères ont elles aussi été mise en relation avec les données biologiques grâce à des modèles linéaires.

Les résultats montrent que le contexte paysager des cultures étudié n'a pas d'effet sur l'abondance des auxiliaires. En ce qui concerne les pourcentages de cultures et d'éléments boisés, ce résultat n'est pas surprenant puisque les vingt paysages ont été choisis de façon à en présenter des quantités relativement similaires. En ce qui concerne les pratiques agricoles à l'échelle paysagère, les résultats sont en contradiction avec ceux d'une étude de Gabriel *et al.* (2010), qui ont mis en évidence un effet positif de paysages présentant des surfaces importantes en AB sur les communautés d'arthropodes. Dans ces travaux, l'effet des pratiques agricoles a été mesuré dans un rayon de 10 km autour des parcelles. On peut donc se demander si l'échelle choisie ici (1 km²) est réellement pertinente compte tenu des capacités de dispersion des groupes étudiés. Par ailleurs, les résultats présentés ici sont uniquement valables pour le type de paysage dans laquelle l'étude a eu lieu, à savoir le bocage. Or, il a déjà été montré que dans ce type de paysages complexes (réseau de haies dense, beaucoup de surfaces boisées et de prairies), les pratiques biologiques ne sont pas



plus favorables aux insectes auxiliaires que les pratiques conventionnelles (Rundlöf et Smith, 2006). En effet, les différents habitats offerts par le bocage pourraient permettre de compenser les effets des perturbations causées par les pratiques agricoles intensives. Ils constituent des zones de refuge et de ressources alternatives indispensables au développement et au maintien des communautés d'insectes (Bianchi *et al.*, 2006).

Conclusion

Cette étude a finalement permis de montrer que les exploitants en AB, comme les exploitants en AC, peuvent présenter des stratégies de pratiques très variables pour la conduite du blé d'hiver. Les deux modes de production se différencient principalement par l'utilisation ou non d'intrants. Afin de gérer le développement des bioagresseurs (adventices, champignons), les exploitants en AB développent des stratégies alternatives telles que la réalisation de rotations longues. Cependant, certaines pratiques comme le labour présentent la même variabilité dans les deux types de production et on constate que les stratégies en AB et en AC peuvent être très proches. Les trois groupes d'insectes auxiliaires suivis ne sont pas affectés de la même façon par ces pratiques locales. Les carabes et les coccinelles sont nettement plus abondants dans les parcelles biologiques que dans les parcelles conventionnelles, en lien avec l'absence de pesticides et avec des conditions microclimatiques plus favorables, notamment créées par les adventices au niveau du sol. Les parasitoïdes ne semblent quant à eux pas affectés par les pratiques locales. Ces résultats suggèrent que les stratégies de pratiques mises en place par les exploitants en AB sont plus favorables à la réalisation du service de contrôle biologique par certains groupes d'auxiliaires que les stratégies en AC. Cependant, certaines pratiques conventionnelles étant proches de l'AB, on peut penser que ce mode de production pourrait lui aussi permettre le développement des communautés d'auxiliaires au sein des parcelles. La prise en compte de l'ensemble des stratégies de pratiques en AB et AC semble donc indispensable pour ce type d'études.

Les pratiques agricoles réalisées dans l'environnement des parcelles ne semblent pas affecter les communautés d'insectes auxiliaires. Ces résultats suggèrent que dans les systèmes de polyculture-élevage des paysages bocagers bretons, l'organisation territoriale des exploitations biologiques et conventionnelles n'a pas d'effet sur l'efficacité du contrôle biologique. Ainsi, pour un exploitant en AB, le choix d'un parcellaire groupé et à proximité d'autres exploitants AB ne semble pas indispensable au développement des communautés d'insectes auxiliaires. Ces résultats doivent cependant être relativisés puisqu'ils ne sont valables que pour un type de paysage, une année d'étude (aux conditions climatiques particulières) et les trois groupes d'auxiliaires choisis.

Pour compléter cette étude, il est nécessaire de renouveler les échantillonnages afin de voir dans quelle mesure les résultats sont reproductibles et s'ils peuvent être confirmés. Pour cette raison, l'expérimentation est reproduite en 2013. Il serait également intéressant de les



comparer à ceux obtenus dans d'autres types de paysages plus ouverts, tels que ceux de la plaine de Beauce, et avec d'autres groupes biologiques. Enfin, il est envisagé d'étudier les effets de l'ensemble des stratégies de pratiques réalisées dans le paysage environnant, à l'aide d'enquêtes réalisées auprès des agriculteurs cultivant les parcelles présentes dans un rayon de 250 m autour des blés suivis.

A terme, cela pourrait permettre d'identifier les situations dans lesquelles le service de contrôle biologique peut réellement être efficace, et donc fournir des propositions d'aménagement et de gestion aux différents acteurs des territoires agricoles.

Références bibliographiques

Ali A.D., Reagan T.E., 1985. Vegetation manipulation impact on predator and prey populations in Louisiana sugarcane ecosystems. *Journal of economic entomology* 78, 1409-1414.

Altieri M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19-31.

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, 261-269.

Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.

Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H., Tscharntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society* 273, 1715-1727.

Bond W., Grundy A.C., 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* 41, 383-405.

Brust G.E., 1990. Direct and indirect effects of four herbicides on the activity of carabid beetles (coleoptera: Carabidae). *Pesticide Science* 30, 309-320.

Conseil de l'Union européenne, 2007. Règlement (CE) N°834/2007 du conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n°2092/91. JO du 20/07/2007.

David C., Jeuffroy M.-H., Henning J., Meynard J.-M., 2005. Yield variation in organic winter wheat: a diagnostic study in the Southeast of France. *Agronomy for Sustainable Development* 25, 213-223.

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 and Environment* 137, 108-112.

Fahrig L., 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21, 1003-1015.

FIBL (Research Institute of Organic Agriculture), IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements), 2013. The world of organic agriculture - Statistics and Emerging Trends 2013. Willer & Kilcher (Eds.), Bonn.

Gabriel D., Sait S.M., Hodgson J.A., Schmutz U., Kunin W.E., Benton T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13, 858-869.



- Gallo J., Pekar S., 2001. Effect of ploughing and previous crop on winter wheat pests and their natural enemies under integrated farming system in Slovakia. *Anzeiger fur Schadlingskunde* 74, 60-65.
- Garratt M.P.D., Wright D.J., Leather S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 261-270.
- Godfray H.C.J., 1994. *Parasitoids, behavioral and evolutionary ecology*, 520 pages. Princeton University Press.
- Griffin M.L., Yeagan K.V., 2002. Factors Potentially Affecting Oviposition Site Selection by the Lady Beetle *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae). *Environmental Entomology* 31, 112-119.
- Hammond R.B., Stinner B.R., 1987. Soybean Foliage Insects in Conservation Tillage Systems: Effects of Tillage, Previous Cropping History, and Soil Insecticide Application. *Environmental Entomology* 16, 524-531.
- Holland J.M., Luff M.L., 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5, 109-129.
- Holland J.M., Reynolds C.J.M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181-191.
- Holzschuh A., Steffan-Dewenter I., Tschardt T., 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79, 491-500.
- Langellotto G.A., Denno R.F., 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139, 1-10.
- Leroux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade R., Sarthou J.P., Trommetter M., 2008. *Agriculture et Biodiversité - Valoriser les synergies - Expertises scientifiques collectives INRA*, 178 pages. Quae Editions, Versailles.
- Lövei G.L., Sunderland K.D., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41, 231-256.
- Lundgren J.G., 2009. Nutritional aspects of non-prey foods in the life histories of predaceous Coccinellidae. *Biological Control* 51, 294-305.
- Mundt C.C., 2002. Use of multiline cultivars and cultivars mixtures for disease management. *Annual Review of Phytopathology* 40, 381-410.
- Obrycki J.J., Kring T.J., 1998. Predaceous coccinellidae in biological control. *Annual Review of Entomology* 43, 295-321.
- Pingault N., Pleyber E., Champeaux C., Guichard L., Omon B., 2009. Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures : l'indicateur de fréquence de traitement (IFT). *Notes et études socio-économiques* 32, 61-94.
- Roschewitz I., Hücker M., Tschardt T., Thies C., 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 218-227.
- Rundlöf M., Smith H.G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43, 1121-1127.
- Shearin A.F., Reberg-Horton S.C., Gallandt E.R., 2007. Direct Effects of Tillage on the Activity Density of Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Weed Seed Predators. *Environmental Entomology* 36, 1140-1146.
- Snyder W.E., Ives A.R., 2003. Interactions between specialist and generalist natural enemies: parasitoids, predators and pea aphid biocontrol. *Ecology* 84, 91-107.



Theiling K.M., Croft B.A., 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: A database summary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 21, 191-218.

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 and Environment* 166, 3-14.

Winqvist C., Bengtsson J., Aavik T., Berendse F., Clement L.W., Eggers S., Fischer C., Flohre A., Geiger F., Liira J., Pärt T., Thies C., Tscharntke T., Weisser W.W., Bommarco R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48, 570-579.

Zehnder G., Gurr G.M., Kühne S., Wade M.R., Wratten S.D., Wyss E., 2007. Arthropod pest management in organic crops. *Annual Review of Entomology* 52, 57-80.

Annexe J. Plaquette présentant les principaux résultats de l'étude réalisée en 2012.

Conduite du blé d'hiver en Ile-et Vilaine: Lien entre pratiques agricoles et auxiliaires de contrôle biologique

Contexte général de l'étude

Le **contrôle biologique** des ravageurs par l'utilisation de leurs ennemis naturels (auxiliaires) est considéré comme une alternative prometteuse à la lutte chimique. Une étude en cours à l'INRA vise à mieux comprendre comment fonctionne le service de contrôle biologique afin de pouvoir, à terme, mieux l'utiliser. Trois questions sont abordées :

- 1/ Quelle **diversité de pratiques** les agriculteurs biologiques et conventionnels mettent-ils en place dans leurs parcelles de blé d'hiver ?
- 2/ Quels effets ont ces pratiques sur les **insectes ravageurs et utiles** ?
- 3/ Quels sont les effets des pratiques mises en place dans le **paysage environnant** sur les insectes ravageurs et utiles ?

Pour répondre à ces questions, une expérimentation de terrain a été mise en place en 2012 et sera répétée en 2013. Ce compte-rendu présente les résultats obtenus en 2012. Vous y trouverez les conclusions générales ainsi que les données propres à votre exploitation.



Coccinelles



Carabes



Parasitoïdes

Collecte des données

Nous avons choisi 20 paysages de 1 km² avec des surfaces variables d'agriculture biologique et conventionnelle, en Ile et Vilaine sud. Dans chaque paysage, des suivis d'insectes ont été faits dans 1 parcelle de blé biologique et 1 parcelle de blé conventionnelle, d'avril à juillet 2012. Les pucerons et leurs ennemis naturels principaux ont été échantillonnés: les coccinelles (prédatrices), les carabes (prédateurs) et les parasitoïdes (parasites).

Des enquêtes ont été réalisées auprès des 40 agriculteurs ayant participé à l'étude, afin de relever les pratiques agricoles réalisées sur les parcelles suivies: la rotation, le précédent, le semis et l'itinéraire technique.

Résultats

1/ Diversité des pratiques

Les pratiques mises en œuvre sur les blés étudiés peuvent être regroupées selon leur similarités en 3 grands groupes, présentant les tendances suivantes :

Groupe A	Groupe B	Groupe C
18 biologiques + 1 conventionnel	0 biologiques + 11 conventionnels	2 biologiques + 8 conventionnels
Pas/peu de pesticides	Utilisation de pesticides	Utilisation réduite d'herbicides
Nombreuses variétés	Peu de variétés	Peu de variétés
Forte densité de semis	Densité de semis moyenne	Faible densité de semis
Rotations longues	Rotations courtes	Rotations moyennes
Travail du sol fréquent	Faible travail du sol	Faible travail du sol
Précédent = autre que maïs	Précédent = maïs	Précédent = maïs

→ Les pratiques biologiques et conventionnelles sont donc globalement très différentes, principalement en lien avec l'utilisation ou non de pesticides. Néanmoins, d'autres techniques liées par exemple au travail du sol ou au semis créent des rapprochements entre les 2 types d'exploitations.

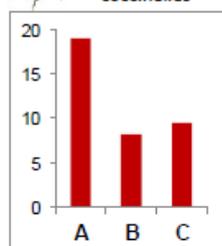




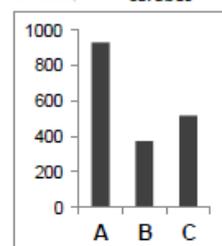
Conduite du blé d'hiver en Ile-et-Vilaine: Lien entre pratiques agricoles et auxiliaires de contrôle biologique

2/ Effet des pratiques réalisées dans les parcelles

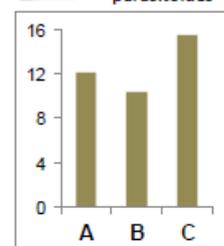
 Abondance de coccinelles



 Abondance de carabes



 Abondance de parasitoïdes



→ Globalement, les pratiques biologiques semblent plus favorables aux auxiliaires que les pratiques conventionnelles.

Nous avons en effet trouvé d'avantage de coccinelles et de carabes dans les parcelles du groupe A (pratiques biologiques dominantes) que dans les parcelles des groupes B et C (pratiques conventionnelles dominantes). Les parasitoïdes sont quant à eux aussi abondants dans les parcelles des 3 groupes.

Dans votre parcelle, qui fait partie du **groupe C**, nous avons trouvé les abondances d'insectes auxiliaires suivantes :



33 coccinelles

+ que la moyenne du groupe C



501 carabes

- que la moyenne du groupe C



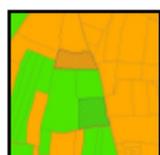
13 parasitoïdes

- que la moyenne du groupe C

3/ Effet des pratiques réalisées dans le paysage environnant



Peu de surfaces AB



Beaucoup de surfaces AB



→ Il y a autant d'auxiliaires dans les paysages avec peu d'agriculture biologique que dans ceux avec beaucoup d'agriculture biologique (rayon de 500m autour des parcelles).

→ Cela suggère que les abondances d'auxiliaires dans les parcelles seront plus dépendantes du type de pratiques réalisées localement que de celles mises en œuvre dans le voisinage des parcelles.

Nous remercions vivement tous les agriculteurs qui ont participé à cette étude pour leur accueil, leur disponibilité et leur contribution. N'hésitez pas à nous contacter si vous avez des questions.

Contact : Camille Puech ; camille.puech@rennes.inra.fr ; INRA SAD Paysage, 65 rue de Saint Brieuc 35042 Rennes Cedex ; 02.23.48.70.46

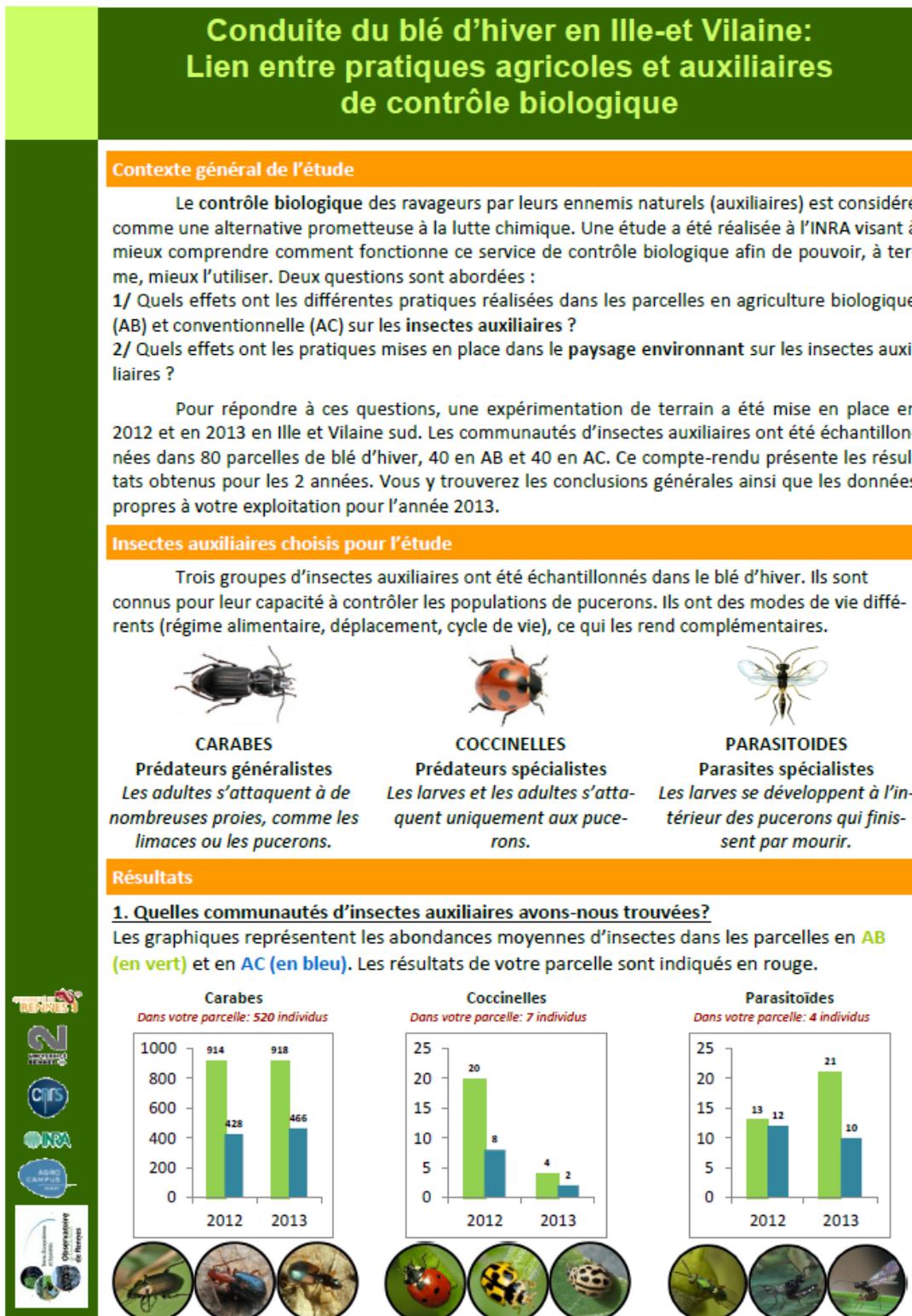
Réalisation : Camille Puech, Jacques Baudry et Stéphanie Aviron.

Financements : INRA, Région Bretagne, Zone Atelier Armorique





Annexe K. Plaquette présentant les principaux résultats de l'étude réalisée en 2013.



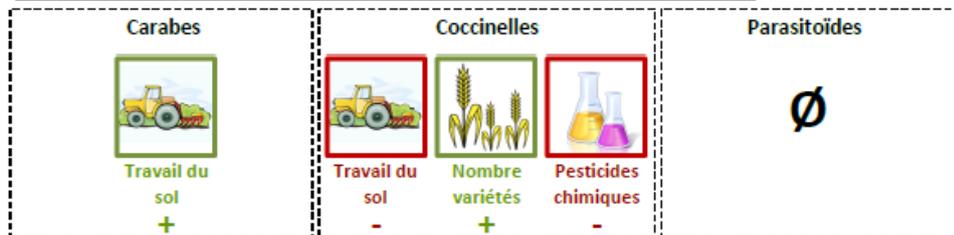


Conduite du blé d'hiver en Ile-et-Vilaine: Lien entre pratiques agricoles et auxiliaires de contrôle biologique

→ Globalement, les pratiques biologiques semblent plus favorables aux auxiliaires que les pratiques conventionnelles. Nous avons en effet trouvé d'avantage de coccinelles et de carabes dans les parcelles en AB que dans les parcelles en AC. Les parasitoïdes sont quant à eux moins affectés par le mode de production, notamment en 2012.

→ Les abondances d'insectes auxiliaires varient d'une année à l'autre, notamment en lien avec les conditions climatiques.

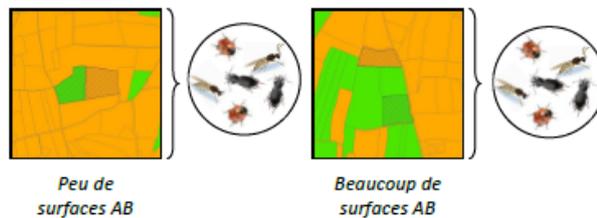
2. Quelles pratiques ont un effet sur la présence des insectes auxiliaires?



→ Les 3 groupes d'insectes ne sont pas affectés par les mêmes pratiques. Les carabes sont favorisés par un travail du sol fréquent (principalement lié au désherbage mécanique de printemps). Les coccinelles sont défavorisées par un travail du sol fréquent et par l'utilisation de pesticides chimiques, mais favorisées dans les parcelles semées avec des mélanges de variétés de blé. Enfin, les parasitoïdes ne sont affectés par aucune pratique.

→ Cela montre que certaines pratiques en AB comme en AC peuvent favoriser la présence des insectes auxiliaires, mais qu'il faut trouver des compromis pour pouvoir favoriser l'ensemble des groupes.

3/ Les pratiques réalisées dans l'environnement des parcelles affectent-elles les insectes auxiliaires ?



→ Il y a autant d'auxiliaires dans les paysages avec peu d'agriculture biologique que dans ceux avec beaucoup d'agriculture biologique (rayon de 500m autour des parcelles).

→ Cela suggère que les abondances d'auxiliaires dans les parcelles seront plus dépendantes du type de pratiques réalisées localement que de celles mises en œuvre dans le voisinage des parcelles.

Nous remercions vivement tous les agriculteurs qui ont participé à cette étude pour leur accueil, leur disponibilité et leur contribution. N'hésitez pas à nous contacter si vous avez des questions.

Contact : Camille Puech ; camille.puech@rennes.inra.fr ; INRA SAD Paysage, 65 rue de Saint Brieuc 35042 Rennes Cedex ; 02.23.48.70.46

Réalisation : Camille Puech, Jacques Baudry et Stéphanie Aviron.

Financements : INRA, Région Bretagne, Zone Atelier Armorique





Annexe L. Liste des productions scientifiques.

▣ Articles

Revue internationale

Puech, C., Baudry, J., Joannon, A., Poggi, S., Aviron, S., 2014. Organic vs. conventional farming dichotomy: does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 194, 48-57.

Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., Aviron, S., 2014. Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology* (*In press*).

Revue nationale

Puech, C., Baudry, J., Aviron, S., 2013. Effet des pratiques biologiques et conventionnelles sur les communautés d'insectes auxiliaires dans les paysages agricoles. *Innovations Agronomiques* 32, 401-412.

▣ Communications orales

Colloques internationaux

Puech, C., Aviron, S. & Baudry, J., 2013. Spatial organization of organic and conventional farming in agricultural landscapes: impacts on biological control. 4th International Symposium on Biological Control of Arthropod, 4-8 mars 2013, Pucon (Chile).

Puech, C., Baudry, J. & Aviron, S., 2014. Organic and conventional farming practices: Effects on natural enemies at different spatial scales. 2014 ESA Annual Meeting, 10-15 août 2014, Sacramento (USA).

Colloques nationaux

Puech, C., Aviron, S. & Baudry, J., 2013. Diversité et organisation spatiale des pratiques biologiques et conventionnelles dans les paysages agricoles: effets sur les communautés d'auxiliaires. 6èmes journées françaises de l'Ecologie du Paysage, 11-14 juin 2013, Rennes (France).

Puech, C., Aviron, S. & Baudry, J., 2013. Diversité et organisation spatiale des pratiques biologiques et conventionnelles dans les paysages agricoles: effets sur les communautés d'auxiliaires. DinABio 2013, 13-14 novembre 2013, Tours (France).

▣ Posters

Puech, C., Aviron, S. & Baudry, J., 2012. Are ladybirds affected by farming practices at different spatial scales? Annual meeting of the British Ecological Society, 17-20 décembre 2012, Birmingham (England).

Puech, C., Aviron, S. & Baudry, J., 2013. Are ladybirds affected by farming practices at different spatial scales? 6èmes journées françaises de l'Ecologie du Paysage, 11-14 juin 2013, Rennes (France).



Annexe M.

VU :

Le Directeur de Thèse
Jacques BAUDRY

VU :

Le Responsable de l'École Doctorale
Nathalie THERET

VU pour autorisation de soutenance

Rennes, le

Le Président de l'Université de Rennes 1

Guy CATHELINÉAU

VU après soutenance pour autorisation de publication :

Le Président de Jury,

Hétérogénéité des pratiques agricoles biologiques et conventionnelles dans les paysages bretons: effets sur les communautés d'insectes auxiliaires à différentes échelles.

En réponse aux pertes de biodiversité et à une insécurité alimentaire croissante, l'agriculture moderne doit se tourner vers une gestion plus durable des paysages agricoles. L'Agriculture Biologique (AB) est considérée comme une solution prometteuse à ces enjeux. En effet, ses pratiques agricoles étant globalement plus favorables aux ennemis naturels de ravageurs que celles de l'Agriculture Conventielle (AC), elle pourrait permettre de remplacer l'utilisation des pesticides par celle du contrôle biologique. Cependant, les études évaluant ces effets restent contradictoires, probablement car elles ne tiennent pas compte de la diversité des pratiques réalisées en AB et en AC. A plus large échelle, les pratiques ont par ailleurs rarement été considérées dans la description de l'hétérogénéité paysagère, bien que la nature et l'organisation spatiale de la matrice agricole soit susceptible d'affecter les espèces qui y vivent. L'objectif de ce travail de thèse est d'évaluer les effets de la diversité et de l'organisation spatiale des pratiques en AB et en AC sur les insectes auxiliaires, à l'échelle de la parcelle et du paysage. Un travail de terrain a été réalisé en 2012 et 2013 en Ille et Vilaine. Quarante paires de parcelles de blé d'hiver en AB et en AC ont été sélectionnées, réparties le long d'un gradient paysager de surfaces en AB. Dans chaque parcelle, les communautés d'ennemis naturels de pucerons (coccinelles, carabes, parasitoïdes) ont été échantillonnées. Des enquêtes ont permis de caractériser les pratiques agricoles réalisées par les agriculteurs dans les parcelles suivies et dans leur environnement paysager. Nous avons mis en évidence l'existence d'une large diversité de pratiques agricoles dans les systèmes en AB et en AC. A l'échelle parcellaire, les effets des pratiques sur la diversité des insectes auxiliaires sont forts, les systèmes en AB leur étant globalement plus favorables. Considérer un niveau plus fin de description des pratiques nous a permis d'identifier celles qui affectent réellement les insectes et de montrer qu'il est possible de favoriser leur présence, quel que soit le mode de production. A l'échelle du paysage, nous n'avons mis en évidence aucun effet de l'étendue et de l'organisation de l'AB sur les ennemis naturels. Une description plus fine des pratiques nous a malgré tout permis de souligner l'importance de certaines stratégies de pratiques, à certaines échelles. A partir de ces résultats, nous proposons des pistes pour l'aménagement des paysages agricoles. Les problèmes méthodologiques liés à la description des pratiques agricoles à l'échelle du paysage sont également discutés.

Mots clés : pratiques agricoles, contrôle biologique, agro-écosystèmes, coccinelles, carabes, parasitoïdes

Heterogeneity of organic and conventional farming practices in agricultural landscapes in Brittany: effects on natural enemy communities at different scales.

Due to the loss of biodiversity and increasing food insecurity, modern agriculture must evolve toward a more sustainable management of agricultural landscapes. Organic Farming (OF) is considered as a promising solution to meet this challenge. Organic practices are indeed generally more favorable to pest natural enemies than Conventional Farming (CF), suggesting that pesticides could be replaced by biological control. However, studies evaluating these effects are contradictory, probably because they do not consider the diversity of practices implemented in OF and CF. On a broader scale, practices have rarely been considered in the description of landscape heterogeneity, although the nature and configuration of farmland must affect species. The target of this PhD work is to evaluate the effects of the diversity and spatial organization of organic and conventional farming practices on insect natural enemies, at field and landscape scales. A fieldwork was conducted in 2012 and 2013 in Brittany. Forty pairs of organic and conventional winter wheat fields were selected, distributed along a landscape gradient of OF area. In each field, aphid natural enemies (ladybirds, carabid beetles, parasitoids) were sampled. We interviewed farmers to characterize farming practices implemented in fields and their surrounding landscape. We observed a wide diversity of farming practices in OF and CF. At field scale, effects of practices on the diversity of natural enemies were strong, OF being overall more favorable. Considering a finer description of practices allowed us identifying those really affecting insects, and showing they can be enhanced regardless of the farming type. At landscape scale, we found no effect of the OF area and configuration on natural enemies. With a more detailed description of practices, we however highlighted the importance of some farming strategies, at some scales. Based on these results, we open up avenues to manage agricultural landscapes. Methodological issues related to the description of farming practices on large areas are also discussed.

Key-words: farming practices, biological control, agro-ecosystems, ladybirds, carabid beetles, parasitoids