



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Agrosystèmes, Écosystèmes et Environnement

Présentée et soutenue par :

Mme ARIANE CHABERT

le mercredi 11 janvier 2017

Titre :

Expression combinée des services écosystémiques en systèmes de production agricole conventionnels et innovants: étude des déterminants agroécologiques de gestion du sol, des intrants et du paysage

Ecole doctorale :

Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries (SEVAB)

Unité de recherche :

AGroécologie, Innovations, TeRritoires (AGIR)

Directeur(s) de Thèse :

M. JEAN-PIERRE SARTHOU

Rapporteurs :

M. JACQUES WERY, MONTPELLIER SUPAGRO

Mme MARIE-ODILE BANCAL, AGROPARISTECH CENTRE DE GRIGNON

Mme SANDRINE PETIT, INRA DIJON

Membre(s) du jury :

Mme SANDRA LAVOREL, UNIVERSITE JOSEPH FOURIER, Président

M. JEAN-PIERRE SARTHOU, INP TOULOUSE, Membre

Mme CLAIRE MARSDEN, MONTPELLIER SUPAGRO, Membre

*À Granny, qui rêvait être docteur...
À ma mère, partie avant d'avoir vu mes rêves se concrétiser...*

PRÉFACE

“ *Les passions sont les vents qui enflent les voiles du navire ; elles le submergent quelquefois, mais sans elles il ne pourrait voguer.* ”

Voltaire, *Zadig*

Il est d'usage de commencer sa thèse par quelques mots. Ceux-là me semblaient bien choisis tant ils reflètent si bien ce qu'a été pour moi l'expérience de la thèse. Ce ne sera par ailleurs pas la seule fois que je citerai Voltaire qui, décidément, aura su trouver, il y a quelque 300 ans, des mots si justes pour des faits encore tellement d'actualité. . .

Ces trois ans furent riches d'émotions et si une chose m'a aidé à me maintenir à flots, malgré quelques tempêtes, c'est bien certainement la passion.

Une passion somme toute récente, j'ai découvert le monde agricole à mon arrivée à l'ENSAT en 2009. Si l'enseignement et les sciences du vivant ont toujours été pour moi une évidence, l'agronomie fût une découverte. Et quelles richesses ce domaine renferme ! Entrée par la lorgnette de l'entomologie, une marotte toute personnelle, j'y ai découvert une science qui laisse encore toute sa place aux découvertes et à l'étonnement.

Ces années de thèses ont connu leur lot "classique" de déconvenues. Echechs, épuisement, tension... je me suis parfois presque découragée. Mais le vent m'a portée et m'a fait remonter plus d'une fois. Et finalement, ce sont les éclaircies qui me resteront en mémoire. Les gens passionnants que j'ai rencontré, l'immensité des choses que j'ai apprises et celle plus grande encore des choses que je sais aujourd'hui me reste à apprendre ou à découvrir.

J'espère que vous prendrez autant plaisir à lire cette thèse que j'en ai eu à l'écrire.

REMERCIEMENTS :

Que cette section va être longue, tant je suis reconnaissante à tellement de monde !

Je vais tout naturellement commencer par remercier tous les agriculteurs qui se sont embarqués avec nous dans cette aventure. Sans eux, rien n'aurait été possible. Ils sont aujourd'hui les moteurs de l'innovation agricole et c'est grâce à leur engagement dans la transition agroécologique de l'agriculture française que les choses bougent. Nous avons certainement, en tant que chercheurs, bien plus à apprendre d'eux que l'inverse et j'espère de tout coeur que notre modeste travail leur servira d'appui à la poursuite de leurs avancées.

Ainsi, je remercie Christian Abadie, François Advenier, Denis Albenge, Dominique Assie, Jean-Pierre Azemar, Jean-Christophe Bady, Pierre Batiot, Roger et Denis Beziat, Damien Bezio, Pierre Boutonnet, D. Boutounet, Amandine Breque, Benoit Cavailles, Pascal Consiglio, Jean-Luc Constans, Jean-Claude Couget, Alain Daguzan, Bertrand Dauzat, Lionel Decuq, L. Dejean, Jack Delozzo, Gilbert Delpoux, Bruno Doumayzel, Gilles Dumont, Michel Durand, Didier Frechou, Bernard Gelis, Jean Hamot, Patrick Kirchner, Rémy Lacroix, Jacques Laffont, Pascal Lahille, Jean-Claude Lajous, Philippe et Y. Laporte, Francis Larroque, Michel Lascours, Christophe Lepers, Pierre Loubens, Frédéric Massie, Jean-Louis Medalle, Patrick Pangrazi, André Paulin, Loïc Prieur, Pierre Pujos, Cyril Raucoules, Jérôme Rivière, Guy Saint-Blancat, Sylvain Saunal, Daniel Thoulouse, Christian Tonus, Jean-Luc Vaysse et Vanessa Vialette.

Je vais quand même faire quelques remerciement spéciaux à certains d'entre eux. Je tiens à remercier Roger Beziat, président de l'AOC Sols, il a été le premier agriculteur à me parler d'agriculture de conservation pendant ma deuxième année à l'ENSAT. Son engagement auprès du grand public et dans l'enseignement est remarquable et a contribué à ma passion pour l'AdC aujourd'hui.

Je vais également remercier particulièrement Jérôme Rivière, président de l'association Sols et Eau en Ségala, qui a cru à notre projet et a contribué à l'engagement massif de pratiquement tous les adhérents de son association. Je pourrais remercier beaucoup des membres de Sols et Eau, tant j'ai passé de bons moments avec eux, je vais seulement citer Michel Durand et Claire Ponthus, salariée de l'association, avec qui j'ai eu l'occasion de passer un peu plus de temps. Merci à vous deux pour ces fructueux échanges.

Je remercie tous ceux qui ont été "embarqués dans la galère" qu'a pu parfois être les sorties sur le terrain. Un grand merci à Véronique, Guillaume, Marion, Alexandre, Céline, Maryse, Romain, Thomas, Loïc, André, Tony, Magali et Silver. Certains d'entre eux ont vécu la pluie, la boue, le terrain jusqu'à 4h du matin, les jours fériés, les week-end... Un TRES grand merci à vous tous ! Vous étiez tous volontaires et je ne vous en serais jamais assez reconnaissante !

Bien sûr s'ajoutent à eux les stagiaires plus ou moins engagés sur ce projet mais qui ont été d'une aide précieuse. Merci à Elise pour sa contribution à la constitution du réseau SERACC. A Thibault, pour son acharnement sur le terrain pour optimiser les protocoles. A Amandine, pour son excellent travail de terrain, d'enquête et de synthèse. A Valentin, pour le précieux soutien qu'il a apporté à

Amandine par ses connaissances et son volontarisme. A Arthur, pour son excellent travail sur les limaces. A Alexane, pour son temps alors qu'elle était sur un autre projet. A Marine, pour sa bonne humeur (ses boulettes) et son excellent travail sur les analyses isotopiques. Et à Jean-Baptiste pour avoir pris le relais sur le terrain quand j'ai attaqué la rédaction de mon mémoire.

Je remercie également les collègues de l'UMR Agir qui m'ont offert un précieux appui technique, notamment Didier R., Didier C., Benoit et Eric L., toujours là à la moindre question et malgré mes demandes parfois un peu "hors normes". Enfin, je remercie Damien Marchand, arrivé en "sauveur" en toute fin de ma thèse, juste à temps pour permettre de poursuivre les relevés terrain quand la rédaction accaparait mon temps. Merci beaucoup !

Merci à mes collègues et désormais amis, doctorants, post-doctorants ou titulaires qui furent un soutien moral formidable. Merci donc à Hélène, Florian, Julie C., Magali, Anthony, Julie B... et à ceux que j'ai peut-être oublié. Un très grand merci à Marion, pour sa bienveillance et l'immense soutien qu'elle m'a apporté dans les épreuves que j'ai traversé.

Je remercie nos partenaires Qualisol, Agro d'Oc et Syrphys pour avoir cru en notre projet et nous avoir apporté leur soutien.

Je remercie également les membres de mon comité de pilotage : Jean-Noël Aubertot, Camille Dumat, Muriel Valantin-Morison, Céline Pelosi et Philippe Jeanneret pour leurs précieux conseils. Et je rajouterai un remerciement spécial à Jean-Philippe Deguine, invité à mon second comité, qui en plus de sa gentillesse et de ses conseils, m'a également offert la chance de faire un exposé scientifique dans le cadre de son projet BIOPHYTO.

Par avance, je remercie les membres de mon jury, pour avoir été intéressés par mon sujet tout d'abord et pour tous les précieux retours que vous me ferez.

Bien sur, j'ai des remerciements très personnels à faire à ma famille et mes amis. Ce mémoire de thèse est dédié à ma grand-mère et à ma mère. Elles ne sont plus là pour le lire, mais je leur suis infiniment reconnaissante pour tellement de choses. Je voulais les rendre fières, cette thèse était aussi pour elles.

Je remercie de tout coeur Guillaume qui m'a soutenue, m'a accompagné sur le terrain et est resté à mes côtés jusqu'au bout malgré tout.

Je remercie également Silver qui m'a aidé à traverser ma 3ème année de thèse qui fut moralement très difficile.

Il fallait absolument que je fasse un remerciement spécial à Véronique Sarthou. Son engagement dans ce travail de thèse est tel que je ne pourrais pas tout citer : terrain de jour, de nuit, en week-end, super paniers repas, confection de pièges, tri et identification d'insectes, conseils... Sans compter sa bonne humeur et sa bienveillance. Merci beaucoup Véronique, sans toi on ne s'en serait pas sorti aussi bien ! Et pour rester dans la famille Sarthou, je vais également remercier Marie-Kerguelen,

Manon et Hermine qui ont été parfois mises à contribution sur leurs week-ends ou leurs vacances !
Merci les filles.

Et pour terminer je vais bien sûr remercier Jean-Pierre. Je me rends compte à quel point j'ai eu une chance incroyable de t'avoir comme directeur. Sur le terrain nuit, jour, week-end et jours fériés quand il le fallait, peu de (aucun ?) directeurs l'aurait fait... Engagé dans ma poursuite de carrière depuis le premier jour, je ne te serai jamais assez reconnaissante pour tout ce que tu as fait pour moi : m'envoyer à la Réunion pour te remplacer comme "scientifique invitée" à un colloque, me faire participer à la rédaction d'articles scientifiques et non scientifiques, m'avoir confié des cours magistraux et des TD à l'ENSAT... Tu m'as fait confiance dès le premier jour. Tu m'as poussée, parfois bousculée, pour que je me dépasse. Aujourd'hui si j'en suis là, c'est en grande partie grâce à toi. Merci.

LISTE DES PRODUCTIONS D'ARIANE CHABERT :

Publications

Publications scientifiques

Sarthou, J.-P., **Chabert, A.**, Vaissière, B., Chevallier, A., Rusch, A. (2014). Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 194 , 17-28. DOI : 10.1016/j.agee.2014.04.018

Chabert, A., Amossé A, Sarthou J-P. (Accepted). Visual landscape assessment : description and efficiency of a rapid method saving tedious digital mapping. *Landscape Research*

Chabert, A., Sarthou J-P. (in prep.). When Detailed Crop Management Practices Compete with Local and Regional Landscape Heterogeneity. Un-Nested Hierarchy in Aphid Abundance and their Biological Control.

Chabert, A., Vaissière B.E., Carré G., Sarthou J.P. (in prep.). Locally-driven share-out of overwintering semi-natural habitats between the main pollinator insects in an agroecosystem.

Chabert, A., Sarthou J.P. (in prep.). Ecosystem services bundles under Conservation, Organic and Conventional agricultures.

Publications « grand public »

Sarthou, J.-P., **Chabert, A.** (2014). Diversité des habitats semi-naturels. Offrir de bons gîtes d'hivernation aux auxiliaires des cultures. *TCS magazine*, 80, pp.

Participations Ouvrages

Sarthou J-P, **Chabert, A** (2016). Des habitats semi-naturels pour la biodiversité fonctionnelle en France. In : Deguine J-P, Gloanec C, Laurent P, et al. (eds) *Protection agroécologique des cultures*. Versailles, France, pp. 166-169.

Colloques et manifestation

Présentation orales

Sarthou, J.-P., Andrieu, E., **Chabert, A.**, Deconchat, M., Vigan, M. (2014). A la marge, mais pas en marge : Quand les arbres et les formations ligneuses deviennent auxiliaires de l'agriculture. Journée Agroforesterie INRA - Arbres et Paysages 32. Marciac, Gers.

Chabert, A., Sarthou J.-P. (2014). Indicateurs de biodiversité ordinaire et fonctionnelle : Caractériser les liens entre état écologique des agroécosystèmes et régulations biologiques dans les parcelles cultivées. BIOPHYTO Produire des mangues sans insecticide à la Réunion - Séminaire de retour d'expérience. Saint-Pierre, Réunion.

Sarthou J.-P., **Chabert, A.** (2015). L'Agriculture de Conservation, levier de la transition agroécologique? Etat des lieux et services écosystémiques majeurs. Journée Agroécologie. Chambre d'Agriculture du Gers. 31 juillet 2015, Marciac, Gers.

Chabert, A., Sarthou J.-P. (2015). L'Agriculture de Conservation, levier de la transition agroécologique? Premiers résultats du projet SERACC/TataBox. Journée Agroécologie. Chambre d'Agriculture du Gers. 31 juillet 2015, Marciac, Gers.

Chabert, A., Sarthou J.-P. (2016). Pour une meilleure prise en compte de la biodiversité dans nos systèmes de culture. 3ème journée de la Biodiversité. Campus de Fonlabour. 7 avril 2016, Albi, Tarn.

Présentation Poster

Chabert, A., Sarthou J.-P. (2014). Local variation of natural occurring biocontrol of the slug *Deroceras reticulatum* depending on soil tillage and chemical management. First Global Soil Biodiversity Conference. Dijon, France.

Chabert, A., Sarthou J.-P. (2016). Combined expression of ecosystem services under conservation agriculture : Study of agro-ecological determinants. 14th ESA Congress. 5-9 September 2016. Edinburgh, Scotland.

TABLE DES MATIÈRES

PREFACE	iii
Remerciements	iv
Liste des productions	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xv
I Introduction Générale. Contexte, matériel et méthodes.	1
1 CONTEXTE	3
1.1 LES DÉFIS DE L'AGRICULTURE MODERNE	3
1.1.1 L'agriculture moderne et le lourd tribut du gain de productivité	3
1.1.2 Érosions de ressources naturelles	6
1.1.3 De nouvelles préoccupation chez les consommateurs.	9
1.2 DE L'AGROSYSTÈME À L'AGROÉCOSYSTÈME	9
1.2.1 Une agriculture en transition. L'Agroécologie sociale, agricole et scientifique	10
1.2.2 Notion de services écosystémiques	11
1.2.3 Services écosystémiques et agroécosystèmes	14
1.2.4 Le paysage agricole français : pratiques agricoles et leurs effets locaux sur la biodiversité	16
2 L'AGRICULTURE DE CONSERVATION COMME OBJET D'ÉTUDE	19
2.1 L'INNOVATION DANS NOS CAMPAGNES	19
2.2 QUELQUES RAPPELS SUR LES ITINÉRAIRES AGRICOLES	20
2.2.1 De l'importance de ne pas se perdre dans les termes	21
2.2.2 Le Semis Direct	22
2.3 L'AGRICULTURE DE CONSERVATION : UN POTENTIEL SOUS-ESTIMÉ ?	24
2.3.1 La petite histoire de l'Agriculture de Conservation.	24
2.3.2 Trois principes indissociables	24
2.3.3 L'Agriculture de Conservation comme réponse aux problèmes d'érosion et de perte de biodiversité	26
2.3.4 La question du contrôle des adventices en Agriculture de Conservation	29
2.3.5 Une productivité préservée	30

2.4	ÉTUDE D'UN PANEL DE SERVICES ET NOTION DE BOUQUET	31
2.5	HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE TRAVAIL	32
3	DISPOSITIF D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE	35
3.1	UN RÉSEAU DE 53 AGRICULTEURS DU SUD OUEST DE LA FRANCE	35
3.1.1	Constitution du réseau	35
3.1.2	Zone d'étude	36
3.1.3	Enquêtes et indicateurs agro-environnementaux	38
3.1.4	Analyse du paysage	40
3.1.5	Analyse de sols	40
3.2	DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL	40
3.3	CONSTITUER UN PANEL DE SERVICES PERTINENT	42
3.4	PROTOCOLES NOMBREUX MAIS SIMPLES ET RAPIDES	44
3.4.1	Suivi des pucerons et de leur régulation	44
3.4.2	Suivi des bruches et de leur régulation	45
3.4.3	Suivi des limaces et de leur régulation	46
3.4.4	Suivi des performances de production	48
3.4.5	Suivi des maladies cryptogamiques	49
3.4.6	Suivi de la sensibilité des sols à l'érosion	50
3.4.7	Suivi de biodiversité	51

II Les services écosystémiques intrants : intensité d'expression en agricultures de conservation, biologique et conventionnelle **53**

INTRODUCTION DE LA PARTIE	55
-------------------------------------	----

1 LA RÉGULATION DU PUCERON DES ÉPIS : EFFET PRÉDOMINANT DES PRATIQUES AGRICOLES PAR RAPPORT AU CONTEXTE PAYSAGER **57**

INTRODUCTION	
MATERIAL AND METHODS	
Study site	
Sampling	
Cropping system survey	
Study site	
Data analysis	
RESULTS	
Descriptive analysis of production situations and crop management practices	
Selection of important variables on grain aphids and long hoverflies	
Effect of production situation and crop management variables on grain aphid and long hoverflies	
DISCUSSION	
CONCLUSIONS	
REFERENCES	

2	EFFET DU TYPE D'AGRICULTURE SUR DIVERS SERVICES INTRANTS	73
2.1	INTRODUCTION	73
2.2	MÉTHODOLOGIE EMPLOYÉE DANS CE CHAPITRE	73
2.2.1	Prélèvements	73
2.2.2	Suivi des parcelles agricoles	73
2.2.3	Méthodes d'analyse	74
2.3	RÉGULATION DES LIMACES	75
2.3.1	Résultats	75
2.3.2	Discussions sur la régulation des limaces	78
2.3.3	Perspectives concernant la régulation des limaces	80
2.4	RÉGULATION DES BRUCHES	81
2.4.1	Résultats	81
2.4.2	Discussions sur la régulation des bruches	83
2.5	ERODIBILITÉ	85
2.5.1	Résultats	85
2.5.2	Discussions sur la sensibilité à l'érosion	87
2.6	CONCLUSIONS SUR CES SERVICES	89
3	CONCLUSION DE LA PARTIE II	91
III	Les déterminants paysagers : rôles des abords de parcelle dans la préservation des services écosystémiques de pollinisation et de biocontrôle	93
	INTRODUCTION DE LA PARTIE	95
1	HABITATS SEMI-NATURELS ET HIVERNATION DES ENNEMIS NATURELS DES RAVAGEURS	97
	INTRODUCTION	
	MATERIAL AND METHODS	
	Study area	
	Sampling sites and study design	
	Environmental description	
	Emergence survey and functional groups of natural enemies	
	Data analysis	
	RESULTS	
	Effects of SNH types, local and landscape variables on abundance and species richness of natural enemy communities	
	Effects of SNH types, local and landscape variables on natural enemy assemblages	
	DISCUSSION	
	CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES	
	ACKNOWLEDGEMENTS	
	REFERENCES	

2	HABITATS SEMI-NATURELS ET HIVERNATION DES POLLINISATEURS	111
	INTRODUCTION	
	MATERIAL AND METHODS	
	Study design	
	Data analysis	
	RESULTS	
	Effects of SNH types, local and landscape variables on abundance and species richness of wild bees and hover flies	
	Effects of SNH types, local and landscape variables on species assemblages of wild bees and hover flies	
	DISCUSSION	
	CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES	
	REFERENCES	
3	CONCLUSIONS DE LA PARTIE III	127

IV	Services produits agricoles et environnementaux : performance agroenvi-ronnementale des systèmes conventionnels et innovants.	131
1	INTRODUCTION DE LA PARTIE	133
2	DIVERSITÉ DES EXPLOITATIONS DU RÉSEAU	133
3	QUELQUES APPRÉCIATIONS SUR LES PERFORMANCES AGRONOMIQUES ET ÉCO-LOGIQUES	137
3.1	Productivité en agriculture conventionnelle, biologique et de conservation	137
3.2	Performances environnementales en agriculture conventionnelle, biologique et de conservation	138
4	DISCUSSION ET CONCLUSIONS	140

V	Panel de services en fonction des systèmes de production : cooccurrence ou exclusion entre services de support et de régulation et services de production agricole et environnementaux?	145
	INTRODUCTION	
	MATERIAL AND METHODS	
	Study site	
	Ecosystem services measurements	
	Cropping system survey	
	Data analysis	
	RESULTS	
	Production situations	
	Effect of crop management type on ecosystem services in view of production situations	
	Effect of individual crop management practices on ecosystem services	

Specific effects of SNH diversity on other mobile agent-based ES	
Comparison of the different categories of ES under conventional plowing and under alternative systems	
Ecosystem services bundles	
DISCUSSION	
CONCLUSIONS	
ACKNOWLEDGEMENTS	
REFERENCES	
VI Discussion générale et conclusions	167
1 DISCUSSION GÉNÉRALE	169
1.1 RAPPEL DES PRINCIPAUX RÉSULTATS	169
1.2 QUELS APPORTS	171
1.2.1 . . . pour la recherche scientifique	171
1.2.2 . . . pour les producteurs	173
1.3 DES AGRICULTURES	174
1.4 QUELLE AGRICULTURE POUR UN MAXIMUM DE SERVICES ?	176
2 PERSPECTIVES, TRAVAUX EN COURS ET SUITES À DONNER	177
2.1 LIMITES OPÉRATOIRES RENCONTRÉES	177
2.2 DE L'ÉTUDE DES LIMACES	179
2.3 LE POTENTIEL EXPLICATIF DES VARIATIONS DE REDOX EN AGRICULTURE	180
2.4 L'AGRICULTURE DE CONSERVATION : UN CHAMPS DE RECHERCHE	181
3 CONCLUSIONS	183
BIBLIOGRAPHIE	185
Annexes	219
A DESCRIPTION VISUELLE D'UN PAYSAGE : TEST D'UNE MÉTHODE RAPIDE SANS DIGITALISATION	219
B RÉSULTATS DES ANALYSES DE SOLS	233
C MÉTHODES DE CALCUL DES INDICATEURS D	235
CHAPITRE II.1. SUPPLEMENTARY MATERIALS	239
E PARTIE V. SUPPLEMENTARY MATERIALS	247

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AB Agriculture biologique.

AdC / CA Agriculture de conservation / Conservation agriculture.

AICc corrected Akaike information criterion.

CICES Common International Classification of Ecosystem Services.

CM Crop management.

cRF conditional Random forest.

GES / GHG Gaz à effet de serre / Greenhouse gas.

GLM Generalized linear model.

HAC Hierarchical ascendant classification.

HSN / SNH Habitat semi-naturel / Semi-natural habitat.

IFT / TFI Indicateur de fréquence de traitements phytosanitaires / Treatment frequency index.

MEA Millennium ecosystem assessment.

MFA Multifactorial analysis.

NPG Nématodes parasites de gastéropodes.

PAC / CAP Politique agricole commune / Common agricultural policy.

PCA Principal component analysis.

POM Proportional odds models.

PS Production situation.

SAU Surface agricole utile.

SD / DS Semis direct / Direct seeding.

SE / ES Service écosystémique / Ecosystem service.

SERACC Services Ecosystémiques de Régulation en Agricultures Conventiennelle et de Conservation.

SIG / GIS Système d'information géographique / Geographic information system.

TCS / RT Techniques culturales simplifiées / Reduced tillage.

I

Introduction Générale. Contexte, matériel et méthodes.

CONTEXTE



“ On a trouvé en bonne politique le secret de faire mourir de faim ceux qui, en cultivant la terre, font vivre les autres. ”

Voltaire, *Le sottisier*

1.1 LES DÉFIS DE L'AGRICULTURE MODERNE

L'augmentation de la population mondiale, l'amélioration des niveaux de vie et l'évolution de la consommation qui l'accompagne, pollutions, érosions et changements climatiques... L'agriculture n'a jamais connu telles remises en causes que ces dernières décennies. Pourtant nourricière et donc vitale à l'ensemble des populations, l'agriculture est accusée de nombreux maux et mise à mal par l'apparition de phénomènes sans précédents.

1.1.1 L'agriculture moderne et le lourd tribut du gain de productivité

Nourrir les hommes est l'essence même de l'agriculture. Dans l'Europe d'après-guerre, ce rôle est devenu un défi. Produire plus, sans pour autant produire mieux. Révolutions industrielles aidant, cette course à la productivité a globalement été bénéfique pour l'agriculture européenne et mondiale (figure I.1.1a.). Les avancées en termes de mécanisation et d'automatisation des interventions aux champs ; la sélection, l'amélioration génétique et les progrès en matière de biotechnologies (Tester et Langridge 2010) ; et bien sûr l'apparition et la démocratisation des produits phytosanitaires d'origines pétrochimiques (figure I.1.1b. et c.) ; tous ces progrès scientifiques et techniques ont été à l'origine de l'avènement de notre agriculture moderne, aux rendements élevés et stables, pouvant largement couvrir les besoins alimentaires des Hommes (Hazell et Wood 2008).

Cependant, la modernisation n'est pas sans conséquences, parfois dramatiques ou préoccupantes...

Faciliter le travail du sol et la récolte a permis l'augmentation des surfaces travaillées et leur intensification. Les exploitations agricoles se sont ainsi spécialisées et agrandies, entraînant une

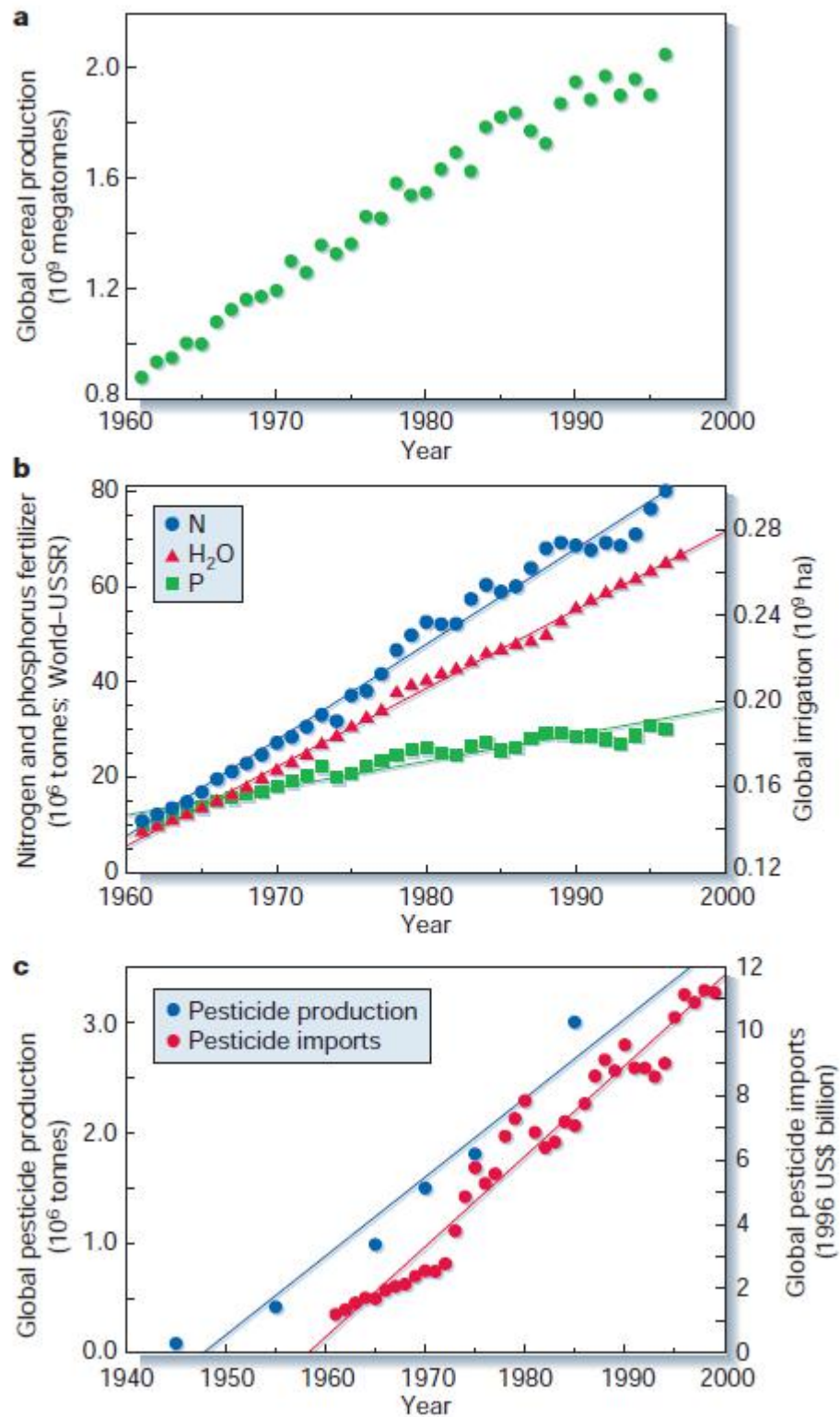


FIGURE I.1.1 – Evolutions de l'agriculture au cours de la deuxième moitié du XXème siècle. **a**, Production totale de céréales ; **b**, Utilisation globale de fertilisants azoté et phosphorés (ancienne URSS non incluse) et total des surfaces irriguées ; **c**, Total de la production et de l'import de pesticides (sommé entre tous les pays). Source : Tilman et al. 2002.

simplification et une ouverture des paysages (Tschardt et al. 2005a, Kremen et al. 2012). Cette intensification entraînant un appauvrissement de nos paysages et de la biodiversité qu'ils renferment (voir § 1.2.4), une précarité des exploitations agricoles rendues vulnérables suite à des pressions sociales et économiques toujours grandissantes (Kremen et al. 2012) ainsi qu'une érosion significative des ressources naturelles. Tout ceci dans un contexte de population grandissante où nourrir *durablement* les Hommes est un nouveau défi.

Les produits phytosanitaires, rapides et faciles à utiliser et d'une efficacité parfois redoutable, ont été la pierre angulaire de l'accroissement et la stabilisation des rendements (Cooper et Dobson 2007). Les pertes liées aux ravageurs et aux maladies représentent la première cause de perte de bénéfices des exploitations agricoles (Oerke et Dehne 2004, Oerke 2006). Grâce à eux, les cultures peuvent désormais s'approcher du maximum de leur potentiel de rendement (mais voir Mueller et al. 2012) et ce de façon plus régulière d'une année sur l'autre. Malheureusement, les conséquences de leur usage, et plus particulièrement de leurs mésusages, sont également importantes. La santé humaine, l'environnement et l'agriculture elle-même souffrent aujourd'hui de leur utilisation intensive (Geiger et al. 2010a, Tegtmeier et Duffy 2004). Le manque de connaissances et de recul quant aux effets non-désirés de ces produits ont eu pour conséquence de dramatiques impacts sur la santé humaine (à commencer par celle des producteurs), sur les sols, sur l'eau et sur la biodiversité non-ciblée par ces produits. Les coûts pour la société engendrés par les pesticides sont souvent indirects et difficiles à quantifier. Ils ont été estimés à 260 millions d'euros par an au Royaume Uni (Pretty et al. 2001).

Aujourd'hui, la prise de conscience globale des risques liés à l'utilisation de ces produits a engendré une vigilance accrue de la part des fabricants, des utilisateurs mais également des consommateurs. Les conditions d'autorisation de mise sur le marché sont désormais bien plus draconiennes et de plus en plus de produits sont interdits de mise en vente, voire retirés du marché. Les exemples récents de la restriction d'usage à l'échelle européenne de trois molécules insecticides (Commission Européenne 2013) de la famille des néonicotinoïdes, nocifs pour de nombreux organismes en commençant par les pollinisateurs (van der Sluijs et al. 2015), et les débats actuels autour des herbicides à base de glyphosate, dont la sous-évaluation du risque pour la santé humaine est aujourd'hui avéré (Cuhra et al. 2016), sont révélateurs de cette tension autour des produits phytosanitaires et de la mobilisation du grand public. Cependant, force est de constater que malgré cette prise de conscience générale, la mutation de l'agriculture vers une diminution voire un arrêt de l'utilisation de ces produits peine à se mettre en place. Le plan Ecophyto, initiative française lancée en 2008 suite au Grenelle de l'environnement, conclut même cette année à une augmentation de l'usage des pesticides (notamment fongicides et herbicides) de 5.8% entre les périodes 2011-2013 et 2012-2014, avec une augmentation de 9.4% entre 2013 et 2014 (indicateur NODU "usages agricoles", correspond à une augmentation de 16.0% en termes de quantités de substances actives)(Ecophyto 2016). L'agriculture moderne étant très dépendante des produits phytosanitaires, et cette dépendance tendant à s'amplifier chaque année (Zhang et al. 2010).

Notamment, le nombre toujours croissant d'apparitions de résistances aux pesticides chez certains bioagresseurs est une autre préoccupation majeure. En un siècle, le nombre d'espèces résistantes est passé de 1 à plus de 500, avec une accélération significative depuis le début des années 50 (Silvy

1995). On recense aujourd'hui 250 espèces d'adventices présentant des résistances (Heap 2016), avec le vulpin à la tête des adventices résistantes en Europe (Moss et al. 2007). Sur la dernière décennie, nombre d'études montrent également l'évolution importante des résistances aux fongicides (Lamichhane et al. 2016), certains pathogènes pouvant parfois présenter des résistances à des dizaines de produits, et aux bactéricides, y compris aux produits à base de cuivre (Shenge et al. 2014). L'emploi de cultivars génétiquement modifiés pour résister aux traitements, contribue d'autant plus à l'apparition de nouvelles résistances (Bonny 2016).

Les impacts de la modernisation de l'agriculture sur le capital naturel (eau, air, sol, biodiversité et paysages) et la santé humaine sont avérés (Pretty et al. 2000, Pretty 2008). Les préoccupations quant aux pollutions, aux érosions de la biodiversité et des sols ainsi que la précarité financière des exploitations agricoles induite par des dépenses toujours grandissantes en intrants et en mécanisation, atteignent désormais les sphères décisionnelles nationales (plans Ecophyto 1 et 2; loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt; loi sur la reconquête de la biodiversité) et européenne (Lamichhane et al. 2016), voire mondiale.

1.1.2 Érosions de ressources naturelles

L'agriculture est l'interface entre les ressources que nous offre notre environnement et nous, consommateurs. Ce lien intime entre l'agriculture et la nature, rend la première tout à la fois dépendante et en partie responsable de la seconde. Les impacts de l'industrialisation de l'agriculture sur la nature et notamment l'érosion des ressources dont elle dépend, sont donc autant de menaces à cet équilibre.

L'érosion et la dégradation des sols. Le sol correspond à la couche supérieure de la croûte terrestre, il est constitué d'éléments minéraux, de matières organiques, mais également d'eau, d'air et d'organismes vivants.

Il est par ailleurs, la principale interface entre la terre, l'air et l'eau et constitue le plus important habitat de la Biosphère. Depuis 2002¹, le sol est considéré par la communauté internationale comme une ressource naturelle majoritaire, au même titre que l'eau et l'air, et qui plus est non renouvelable du fait de sa dynamique de formation et de régénération extrêmement lente. Il revêt en effet une importance tant socio-économique qu'environnementale de par ses fonctions de ressource (alimentaire, biomasse, matières premières), de support (activités humaine, unité de paysage, patrimoine culturel) ainsi que de stockage, filtration et transformation de nombreuses substances (puits de carbone le plus important du monde avec environ 1 500 Gtonnes).

Le sol est soumis à diverses menaces de dégradations telles que l'érosion, la perte de matières organiques, la contamination, l'imperméabilisation, le tassement, la perte de biodiversité, la salinisation, les inondations et les glissements de terrain. Au niveau mondial, l'ONU et la FAO alertent

1. Décision n° 1600/2002/CE du Parlement européen et du Conseil. "Vers une stratégie thématique pour la protection de sols" (COM(2002)179)

depuis plusieurs décennies sur la dégradation de nombreux sols tropicaux, avec notamment de graves phénomènes de désertification et de salinisation.

Dans l'Union Européenne, la Commission européenne estime que la dégradation des sols est devenue un problème grave, bien que d'intensité variable selon les pays et les régions, mais qui empire pour chacun des 27 états membres, en particulier en zone méditerranéenne. Cette dégradation est d'autant plus problématique qu'elle s'accompagne d'une dégradation de la qualité de l'eau et de l'air, diminue la biodiversité, amplifie le changement climatique (déstockage de carbone), la santé humaine (éléments traces métalliques) et la sécurité alimentaire.

En 2006, une directive cadre sur la protection de sols (COM(2006) 232) a été proposée aux états membres de l'Union Européenne, soulignant la nécessité d'établir une législation sur la préservation de tous les sols et non plus une politique sous entendue par les législations agricoles et environnementales. Cette directive imposait l'intégration de la protection des sols aux politiques nationales et communautaires, l'augmentation de la sensibilisation du public et le développement de la recherche communautaire et nationale pour combler le manque de connaissances, notamment en ce qui concerne les facteurs influençant les rôles utilitaires des sols pour l'environnement et la diversité biologique. Cette directive n'a cependant pas fait l'unanimité auprès des états membres et, après des années de blocage, la proposition a finalement été complètement retirée en 2014. La problématique des sols n'est donc toujours pas encadrée dans un axe thématique propre à l'échelle européenne, mais reste néanmoins un point majoritaire des différentes politiques environnementales encadrées par l'UE, à commencer par la PAC.

L'érosion de la biodiversité. La **biodiversité** (ou diversité biologique, *sensu* Rio 1992) est définie par la convention de Rio comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine [. . .] et les complexes écologiques dont ils font partie, ce qui inclut la diversité au sein des espèces et entre les espèces ainsi que celle des **écosystèmes**».

Au-delà, de cette définition qui se limite à la composition en « organismes » et « complexes écologiques » (*e.g.* la diversité spécifique ou génétique), la biodiversité peut également être vue selon deux autres axes, proposés par Noss en 1990 : selon la structure des communautés qui la compose et selon les fonctions écologiques assurées par ces organismes. Et ce à différentes échelles, du gène au paysage (Figure I.1.2). Les dimensions génétique, écologique et tout particulièrement fonctionnelle ne devant pas être négligées (Díaz et al. 2006).

Cette diversité bénéficie aux Hommes au-delà de la simple contribution matérielle au bien-être et à la production de matières premières (Díaz et al. 2006, MEA 2005). Elle contribue en effet, entre autres, à la sécurité, aux relations sociales, à la santé et à la liberté de choix et d'action.

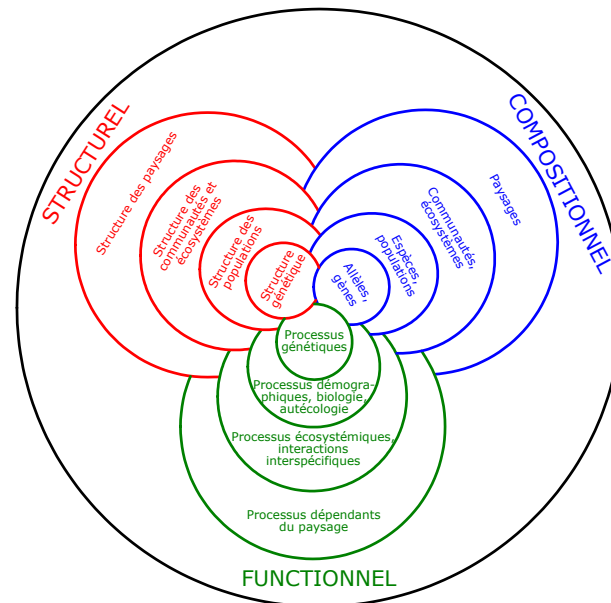


FIGURE I.1.2 – Les 3 dimensions de la biodiversité et leurs différents niveaux d'organisation. D'après Noss 1990.

Aujourd'hui, la quasi-totalité des écosystèmes terrestres sont affectés par l'Homme, anthropisés (Brown et al. 2000). L'espèce humaine a ainsi significativement altéré la biodiversité de la planète et ce tout particulièrement au cours des 50 dernières années (MEA 2005). La modification des habitats (changements d'utilisation des terres, modification physique et captage de l'eau des rivières, perte des récifs coralliens), le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, la surexploitation et la pollution en sont les principaux facteurs.

Le rapport de 2005 du « Millenium Ecosystem Assessment » mené entre 2001 et 2005 conclut à ce sujet que :

- La biodiversité de l'ensemble de la planète subit une diminution sans précédents tant en abondance qu'en richesse.
- Les espèces tendent vers une répartition homogène sur le globe du fait de la disparition d'espèces uniques d'une part et aux importants taux d'invasion et d'introduction d'espèces d'autre part, précipité par l'augmentation des échanges internationaux.
- La conversion des écosystèmes se poursuivra et s'accélérera durant les 50 prochaines années, au profit de l'agriculture, principalement, et de l'expansion urbaine, ensuite.

En France et en Europe, l'érosion de la biodiversité des milieux agricoles est en grande partie le fait de l'utilisation intensive d'intrants et des changements importants de la structure et de la composition du paysage (Robinson et Sutherland 2002, Burel 2003, Benton et al. 2003). Les parcelles agricoles sont grandes et uniformes, les bordures s'affinent ou disparaissent, et la monoculture devient la norme dans certaines régions. Ainsi les zones non cultivées, ou habitats semi-naturels (HSN), se raréfient ou disparaissent et avec eux la biodiversité qui en dépend. Les pertes de qualité, quantité et

diversité des ressources qu'offrent les HSN modifient en effet la structure des réseaux trophiques, impactant les cycles de développement de nombreuses espèces.

D'après la liste rouge mondiale de l'Union Internationale de Conservation de la Nature (IUCN 2016), plus de 23 000 espèces (sur les 82 845 espèces étudiées par l'IUCN en 2016) sont menacées. Cela concerne notamment 32% des amphibiens, 22% des mammifères et 13% des oiseaux. Le taux d'extinction actuel des espèces est 100 à 1000 fois supérieur au taux naturel. Le constat de l'érosion de la biodiversité est alarmant et fait l'unanimité au sein de la communauté scientifique au point que certains évoquent une *6ème crise d'extinction* (Bloomfield 2014, Pievani 2014).

1.1.3 De nouvelles préoccupations chez les consommateurs.

S'ajoutent aux défis imposés à l'agriculture, les évolutions de la demande des consommateurs. Depuis la révolution verte des années 50, la population des pays développés mange à sa faim. Ainsi le consommateur est-il devenu plus exigeant. Augmentation de la consommation de viande, demande de fruits et légumes frais en toutes saisons, aliments-santé ou "alicaments", sont autant d'exemples de ces exigences revues à la hausse.

La modernisation et l'urbanisation ont également eu pour conséquence l'évolution de la consommation vers une alimentation calorique induisant une augmentation de risques sur la santé humaine tels que l'hypertension, l'obésité et le diabète de type II dans les pays industrialisés (Popkin 1998).

Forts du constat de la dégradation de notre alimentation, mais également par la prise de conscience que le consommateur est autant responsable de l'environnement que l'ensemble de la filière agro-alimentaire, de nouvelles préoccupations ont émergées chez les consommateurs. On voit ainsi de plus en plus se développer des actions éco-citoyennes de "manger local", avec un raccourcissement des circuits de distributions et le retour aux produits de saisons, ainsi qu'une démocratisation des produits issus de l'agriculture biologique en grandes surfaces notamment.

Les crises sanitaires de ces dernières décennies concourent également à la méfiance du consommateur envers les produits issus de l'agriculture. Répondre à ces exigences en termes de qualité nutritionnelle, sanitaire et environnementale fait donc intégralement partie des enjeux que l'agriculture doit désormais relever.

1.2 DE L'AGROSYSTÈME À L'AGROÉCOSYSTÈME

Produire plus et mieux, voilà le défi de l'agriculture moderne. Maintenir des niveaux de rendements à la fois élevés et stables tout en réduisant le poids économique et environnemental des énergies fossiles et optimiser l'utilisation des ressources naturelles et de la biodiversité, en quelques mots ce vers quoi doit tendre l'agriculture aujourd'hui.

1.2.1 Une agriculture en transition. L'Agroécologie sociale, agricole et scientifique

En réponse aux impacts désormais avérés de l'agriculture sur le capital naturel (Pretty et al. 2000), l'agriculture de demain, pour être durable, se doit de diminuer sa dépendance aux intrants non renouvelables, intégrer les processus biologiques et écologiques, impliquer les acteurs locaux et favoriser des actions collectives (Pretty 2008). De là est née l'idée d'une agriculture qui concilie à la fois respect de l'environnement et production en renouant avec les principes de l'écologie (Altieri 2002), une **agroécologie**.

Ce concept date de la première moitié du siècle dernier. Initialement porté par les sphères scientifiques, le terme a été introduit pour la première fois dans une publication scientifique en 1928 par Bensin, un agronome Russe (Wezel et al. 2009). Il s'agissait alors de qualifier l'utilisation de concepts d'écologie pour la recherche agronomique. Les préoccupations étant alors la lutte contre les problèmes d'érosion et de pollutions diffuses.

Mais dans les années 80-90, s'ajoute à la dimension scientifique, une dimension sociale qui a émergé de la révolution verte des années 1960, initiant en pratique une transition vers des systèmes agricoles plus durables.

La relation Homme-Ecosystèmes est repensée et ce mouvement adresse aussi bien des questions de pollution que des questions plus larges de conservation de la nature, de distribution des richesses et de la place de l'agriculture dans la société. Il est par ailleurs communément admis que l'agroécologie désigne également l'ensemble de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement et produisant des denrées de qualité tout en assurant la productivité (Wezel et al. 2009).

La dimension scientifique n'est pas effacée pour autant. Elle a quant à elle pour objet la modernisation de l'agriculture avec un objectif de performance économique, environnementale et sociale et se doit d'avoir un regard critique envers toutes les agricultures, de la plus intensive à la plus extensive. Au-delà d'une "science de l'application des concepts écologiques pour la mise en place de systèmes de production durables" (Gliessman 2006), l'agroécologie est pluri-disciplinaire, intégrant l'agronomie, l'écologie, la sociologie et l'économie pour l'étude des interactions entre plantes, animaux, humains et l'environnement à l'échelle des systèmes de production agricole (Dalgaard et al. 2003).

Réconcilier l'agriculture et l'écologie n'est cependant pas trivial. L'agriculture a pour objet de dompter l'environnement afin d'assurer la productivité agricole. Quant à l'écologie, elle s'est pendant longtemps appliquée à l'étude des milieux peu anthropisés, pointant du doigt les impacts négatifs de l'Homme, notamment via l'agriculture. Le sol est par ailleurs un des aspects pour lesquels ces deux points de vue divergent : l'agriculture le voyant comme un support "inerte" contenant l'eau et les nutriments nécessaires dont il est même possible de s'affranchir (cultures hors-sol) alors qu'en écologie le sol est un écosystème à part entière, hébergeant des processus écologiques de grande importance (cf. Lemanceau et al. 2015).

Tout l'enjeu de l'agroécologie est donc de faire muter cette Nature vue comme une contrainte en

Nature source de bénéfices, en favorisant l'expression du potentiel d'un agroécosystème dans un but de productivité (Altieri 2002).

1.2.2 Notion de services écosystémiques

Quelle que soit l'approche de l'agroécologie, toutes prennent la biodiversité comme point d'entrée de la reconception des systèmes, reconnaissant qu'elle est le support de services qu'il faut préserver (Stassart et al. 2012).

En effet, la biodiversité supporte, directement ou indirectement, un très grand nombre d'activités humaines telles que l'alimentation, la médecine, la confection de vêtements, la construction de bâtiments, etc. Elle est également source d'emplois et permet l'accomplissement d'un grand nombre d'activités récréatives. Ainsi, les services qu'elle nous rend sont tantôt des bénéfices tangibles, chiffrables, voire partie intégrante de notre système économique (emplois, biens agricoles, etc.), tantôt le support de bénéfices indirects mais non moins indispensables (régulation de la qualité de l'eau, paysages, etc.).

L'ensemble de ces bénéfices participe au bien-être de nos sociétés. Étant délivrés par les écosystèmes, on les qualifie de **services écosystémiques**.

Cette notion reçoit ces dernières années, une attention grandissante de la part de la communauté scientifique mais également des économistes et des politiques qui ont trouvé dans ce concept un moyen de quantifier, parfois en termes économiques, les bienfaits de la Nature et notre impact réel sur cette dernière. Parfois critiqué, accusé de marchandisation ou d'utilitarisme de la Nature, le concept est aujourd'hui largement reconnu et la définition tend à se standardiser (*cf.* encart p.12). Ces services écosystémiques (SE) sont souvent non marchands, comme les services de régulation par exemple, tels que la régulation des débits de crues, la pollinisation, la prévention des avalanches ou les services liés à la qualité du sol. Si le bénéfice de tels services est en effet difficilement chiffrable directement, il n'en est pas moins évident que les activités agricoles reposent sur la qualité de certains de ces SE.

Cependant, comme le laisse penser la multiplicité des définitions présentées ici, le cadre conceptuel autour de la notion de SE ne fait pas consensus (Villamagna et al. 2013). La plupart des auteurs formalisent la relation entre l'Homme et l'environnement par une cascade (telle qu'introduite par Haines-Young en 2009) allant des composants de l'écosystème aux bénéfices tirés par l'Homme en passant par les fonctions et mécanismes biophysiques impliqués. Néanmoins les définitions des différents composants de cette cascade ainsi que les relations les reliant sont sujets à débat. On distingue encore deux approches : socio-économique, se concentrant sur les bénéfices, et biophysique, plus attachée aux mécanismes. Ces deux approches étant difficilement articulables conjointement (Bennett et al. 2015).

Encart : Quelques évolutions de la définition des Services Ecosystémiques

“The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life” (Daily 1997).

“The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions” (Costanza et al. 1997).

“The benefits people obtain from ecosystems” (MEA 2005).

“Ecosystem services are all the contributions, direct and indirect, that people obtain from ecosystems” (de Groot et al. 2010)

“Ecosystem services refer to those contributions of the natural world that are used to produce goods which people value” (UK NEA 2011)

“Ecosystem services are the contributions that ecosystems make to human well-being” (Haines-Young et Potschin 2013)

“Ecosystem services are the contributions of ecosystems to benefits used in economic and other human activity” (SEEA 2014)

“Les avantages retirés par l’Homme de son utilisation actuelle ou future de diverses fonctions des écosystèmes, tout en garantissant le maintien de ces avantages dans la durée” (EFESE 2014).

Dans un souci d’homogénéisation des termes et des études, différentes tentatives de classifications des services ont été proposées depuis le Millenium Ecosystem Assessment qui proposait une première classification, plus démonstrative qu’opérationnelle. Désormais la *“Common International Classification of Ecosystem Services”* (CICES) fait référence en termes de catégories de services. Néanmoins, comme le souligne Fisher et al. (2009), cette classification unique n’est pas forcément adaptée à tous les usages et à toutes les études. Aussi conseillent-ils de déterminer la typologie des SE à utiliser en fonction de la nature des SE étudiés et des objectifs de l’étude.

Dans cette thèse, nous avons choisi de nous placer plus particulièrement dans le cadre conceptuel proposé par Zhang et al. (2007) et repris par Le Roux et al. (2008), plus adapté à l’étude des agroécosystèmes. Nous parlerons alors de services "intrants" (*flowing to*) ou "produits" (*flowing from*) par rapport à l’agroécosystème. Le Roux et al. (2008) dans l’expertise scientifique collective "Agriculture et biodiversité" menée par l’INRA, ont ainsi répertorié une quinzaine de SE relatifs aux agroécosystèmes et présentés dans le tableau I.1.1.

TABLE I.1.1 – Services écosystémiques des agro-écosystèmes ainsi que les fonctions et propriétés les sous-tendant (Le Roux et al. 2008).

	Services	Fonctions / propriétés écosystème
Services intrants	Stabilité structurale du sol (contrôle de l'érosion, résistance à la compaction)	Structuration des sols : porosité, agrégation Stabilisation par les racines Matière organique du sol
	Disponibilité en eau pour la production primaire	Cycle de l'eau
	Fertilité des sols	Dynamique de la MO : minéralisation, décomposition Dynamique des éléments nutritifs : transformations élémentaires, solubilisation
	Régulation du micro-climat	Variations journalières et saisonnières de température, hygrométrie ; brise-vent
	Pollinisation	Transfert et dispersion du pollen
	Contrôle des bioagresseurs	Habitats et ressources pour les auxiliaires Prédation, parasitisme, pathogénicité
	Contrôle des invasions biologiques	Résistance aux invasions
Services produits contribuant au revenu agricole direct	Santé des animaux domestiques	Résistance des animaux aux maladies et parasites Limitation de la toxicité alimentaire Limitation des allergies
	Production végétale (alimentaire, fibres, énergies, etc.)	Production primaire : rendement Production primaire : stabilité des rendements (climat, phytophages, pathogènes...)
Services produits hors revenu agricole direct	Production animale	Qualité des fourrages (azote, fibres, molécules particulières) Motivation alimentaire Production secondaire (produits laitiers et carnés) Qualités organoleptiques des produits
	Disponibilité en eau (potable, irrigation, hydro-électricité, industrie...)	Evapotranspiration Interception des précipitations Flux latéraux d'eau Capacité de rétention en eau des sols
	Purification de l'eau	Cycles N et P : piégeage / lessivage / transformations (p.ex. dénitrification) Biodégradation des xénobiotiques Séquestration des xénobiotiques Rétention des pathogènes
	Régulation du climat global et régional	Séquestration C (sol et végétation) Émissions de gaz à effet de serre Propriétés de surface : albédo, rugosité ...
	Mitigation des incendies	Inflammabilité Connectivité spatiale
	Conservation de la diversité ordinaire et patrimoniale	Habitat et ressources Migration, allogamie, interactions biotiques Hétérogénéité spatio-temporelle
Services produits hors revenu agricole direct	Valeur esthétique, touristique et spirituelle	Patrons spatiaux Biodiversité quantitative ou qualitative

1.2.3 Services écosystémiques et agroécosystèmes

Les agrosystèmes sont le produit de la modification d'un écosystème naturel par l'homme. Ce sont des espaces d'interface entre l'Homme, ses pratiques et son savoir-faire, et les ressources naturelles. Ce n'en sont pas moins des *écosystèmes*, sièges de flux de matières, d'interactions biologiques, sources d'habitats et de services. On parle ainsi désormais d'**agroécosystèmes**. Cependant, contrairement aux écosystèmes naturels, les agroécosystèmes ont une orientation productive marquée et l'homme influence sciemment sur les paramètres biotiques et abiotiques du système dans le but d'assurer la stabilité et la qualité du revenu agricole. Pour cela, la modernisation agricole a apporté tous les outils nécessaires au contrôle de la fertilisation, des maladies et des ravageurs (Figure I.1.3, à gauche). Ces systèmes montrent aujourd'hui leurs limites, notamment du fait de la rétroaction négative de leur impact sur l'environnement. Ces agroécosystèmes sont aujourd'hui moins résilients, ce qui remet en cause leur durabilité.

L'évolution des systèmes vers une démarche agroécologique et des systèmes diversifiés tend au contraire à miser sur des services écosystémiques comme intrants prioritaires du système et donc à la préservation des organismes qui les supportent, notamment par la réduction des impacts négatifs de l'agriculture, voire par la fourniture de nouveaux services (Figure I.1.3, à droite).

La diversification des systèmes agricoles (*Diversified Farming Systems*, DFS), reposant sur les services écosystémiques comme nouveaux intrants est une alternative reconnue plus durable aux monocultures industrielles. Kremen et al. (2012) définissent ces DFS comme "*agricultural practices and landscapes that intentionally include functional biodiversity at multiple spatial and/or temporal scales in order to maintain ecosystem services that provide critical inputs to agriculture, such as soil fertility, pest and disease control, water use efficiency, and pollination*".

En fait d'innovation, ces "systèmes agricoles diversifiés" sont en réalité un héritage ancien. Ils dominaient nos filières de production alimentaire jusqu'à la fin du XIX^{ème} siècle, quand l'agriculture industrielle les a peu à peu remplacés (Walker 2004). Il s'agit ainsi désormais de réconcilier ces savoirs anciens aux avancées modernes pour atteindre les objectifs multiples de l'agroécologie, à savoir une performance économique, écologique et sociale.

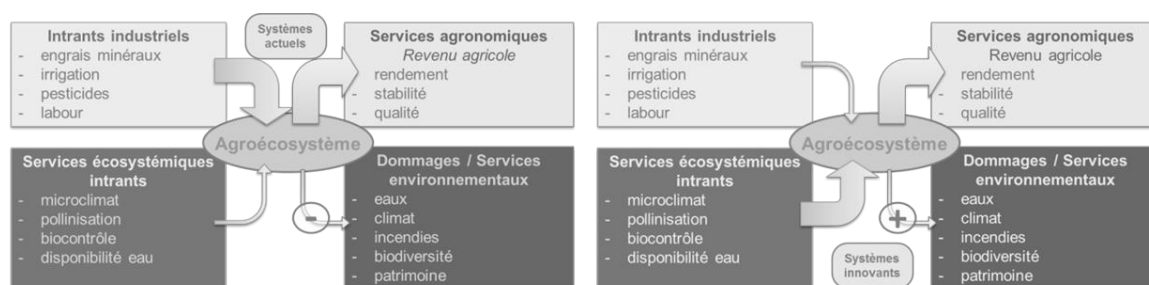


FIGURE I.1.3 – Enjeux des agroécosystèmes, place de la biodiversité et des services écosystémiques dans l'évolution des systèmes agricoles.

La diversification des agroécosystèmes est en effet le principal levier de l'agroécologie, bien que ce ne soit pas tant la composition mais la structure (des paysages par exemple) et les fonctions écologiques de la biodiversité qui sont les plus influents sur la fourniture de services par les auxiliaires de l'agriculture. Néanmoins, la probabilité de rencontrer dans un même écosystème des espèces assurant des fonctions complémentaires, aussi bien dans le temps que dans l'espace, est d'autant plus grande que le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique) est élevé (Loreau et al. 2001). La résilience de l'agroécosystème face aux perturbations et parfois même sa productivité sont ainsi mieux assurées quand la richesse spécifique est élevée (Yachi et Loreau 1999) du fait d'interactions trophiques (chaînes alimentaires) complexifiées (Thébault et Loreau 2005).

De nombreux services intrants ("de support" et "de régulation", *sensu* MEA 2005) sont à la base de la production agricole. La valeur de la production alimentaire mondiale assurée par la pollinisation animale, par exemple, a été estimée à 153 milliards d'euros en 2005 (Gallai et al. 2009). De même, les différentes régulations de ravageurs par leurs ennemis naturels peuvent permettre une économie de pesticides de l'ordre de 50\$ par hectare et par an en agriculture biologique (Sandhu et al. 2008) auxquels s'ajoutent divers services intrants comme la minéralisation des nutriments (économie d'azote de 26 à 425 \$/ha/an en agriculture biologique), la formation de sol, etc. Sandhu et al. (2008) ont estimé la valeur économique totale d'une douzaine de services écosystémiques des agroécosystèmes entre 1 610 et 19 420 \$/ha/an en agriculture biologique (entre 1 270 et 14 570\$/ha/an en agriculture conventionnelle).

Les ennemis naturels des ravageurs. Le biocontrôle des ravageurs est l'un des plus importants services écosystémiques intrant des agroécosystèmes (Wilby et Thomas 2002, Gurr et al. 2003, Fiedler et al. 2008). Il s'agit de la réduction, par des auxiliaires qualifiés d'**ennemis naturels**, de l'abondance en bioagresseurs, phytophages ou parasites du bétail. Costanza et al. (1997) estimaient la valeur du service rendu par les ennemis naturels à plus de 450 milliards de dollars américains.

Ces ennemis naturels sont souvent des Arthropodes (araignées ou insectes) mais les oiseaux, les chauves souris ainsi que certains champignons, nématodes et rongeurs participent également au contrôle des ravageurs. Ces auxiliaires sont responsables de 50% du contrôle des ravageurs dans le monde, contre 40% pour les facteurs génétiques et seulement 10% pour les pesticides (Pimentel et Burgess 2014).

En moyenne, chaque espèce de ravageur possède de 10 à 15 espèces d'ennemis naturels qui participent à son contrôle et leur absence d'une parcelle agricole est presque toujours synonyme d'une augmentation du nombre de ravageurs, avec entre 0.5 et 6 fois plus de ravageurs dénombrés qu'en leur présence (Le Roux et al. 2008). A l'échelle mondiale, ils permettent à eux seuls de réduire de 100 milliards \$/an les pertes liées aux ravageurs (Pimentel et al. 1997).

Les pollinisateurs. Les bienfaits que tire l'Homme de la fonction de pollinisation entomophile (c.a.d. la fécondation des fleurs par les insectes), sont évidents et pourtant difficiles à quantifier, notamment pour les plantes sauvages. Les insectes pollinisateurs sont responsables de la reproduction

de 84% des plantes cultivées pour l'alimentation humaine en Europe, 65 à 70% au niveau mondial (Williams 1994), soit en volume, 35% de la production alimentaire mondiale (Klein et al. 2007). Le coût estimé de la disparition totale des pollinisateurs est de plus de 150 milliards de dollars par an (Gallai et al. 2009, Klein et al. 2007). Ces chiffres sont d'autant plus importants que l'agriculture est aujourd'hui de plus en plus dépendante des pollinisateurs (Aizen et al. 2008, Weinberger et Lumpkin 2007). Pour certaines cultures, l'introduction de pollinisateurs domestiques (essentiellement *Apis mellifera* et *Bombus terrestris*, Hyménoptères Apiformes), notamment aux Etats Unis, est même devenue indispensable pour maintenir la pollinisation et les rendements qui en résultent.

De plus, s'il est possible de chiffrer la part du revenu agricole dépendant de ce service, cela est presque impossible pour la flore sauvage dont les bénéfices sont indirects (ressources pour les ennemis naturels, patrimoine récréatif . . .) bien que tout aussi importants (cf. McCauley 2006).

1.2.4 Le paysage agricole français : pratiques agricoles et leurs effets locaux sur la biodiversité

Si nous reprenons le schéma de Noss (Figure I.1.2), les cercles le plus externes correspondent à l'échelle du paysage. Les pratiques agricoles et leur impact direct sur la biodiversité doivent être mis en perspective du contexte paysager dans lequel ils s'appliquent. Les composantes des écosystèmes (ou les couches concentriques de la Figure I.1.2) peuvent en effet être envisagées comme des filtres agissant sur la composition et la structure des communautés. Le paysage est ainsi le premier filtre (Bestelmeyer et al. 2003), il sélectionne un pool d'espèces locales (Tschardt et al. 2012) qui seront effectivement présentes selon l'accès aux habitats nécessaires à leur développement. La qualité des habitats, influencée par l'homme et les conditions abiotiques (Lortie et al. 2004), constitue ainsi un second filtre.

Avec un peu plus de 50% de son territoire en terres cultivées ou prairies (en 2014, SOeS 2015b), la France est un grand pays agricole. Cependant, ce paysage a subi de profondes mutations depuis les années 70. Influencés par l'économie d'échelle et l'évolution des marchés des produits agricoles, la Politique Agricole Commune (PAC) et l'industrialisation de l'agriculture, les systèmes et les paysages agricoles se sont spécialisés et simplifiés (Wood et al. 2000). L'orientation des exploitations agricoles vers des productions spécialisées s'est opérée à grande échelle et ce sont désormais des régions entières qui sont concernées, simplifiant les paysages et les filières.

Le raccourcissement et l'appauvrissement des successions culturales (ou rotations), s'ajoutent à cette simplification du paysage en lui donnant une dimension tant spatiale que temporelle, allant jusqu'à créer de grandes régions de monoculture. Les prairies permanentes, qui représentent un tiers de la SAU française (SOeS 2015a), tendent également à être remplacées au profit de cultures de rente, économiquement plus attractives. De plus, l'artificialisation des terres pour le développement des zones urbaines s'opère essentiellement en France par la conversion de terres agricoles, notamment les prairies. Ce sont ainsi 67 000 ha/an qui sont détruits par l'artificialisation entre 2006 et 2014, ces

chiffres étant en constante augmentation, atteignant aujourd'hui un rythme de 236 ha/jour (SOeS 2014).

Au delà des problèmes de pollution qu'ont pu engendrer ces mutations, via la concentration de l'élevage dans certaines régions, ou la sur-utilisation d'intrants dans d'autres où les pressions phytosanitaires et la demande en fertilisants ont été accentuées par la monoculture (Houot et al. 2014); la simplification et l'intensification des paysages agricoles sont aujourd'hui largement reconnues comme éléments déterminants dans le déclin des ennemis naturels et des pollinisateurs, ainsi que dans celui des services de régulation qu'ils assurent (Jonsson et al. 2012, Tschardtke et al. 2005a, Biesmeijer et al. 2006).

Ainsi, les mutations de l'agriculture ont modelé la biodiversité à l'échelle du paysage. Et si l'agriculture familiale et traditionnelle du XIX^{ème} siècle, basée sur de la poly-culture poly-élevage et de petites parcelles bordées d'habitats semi-naturels a été bénéfique à l'enrichissement de la biodiversité de notre pays; ce n'est plus le cas de l'agriculture "industrielle" moderne. Par la concentration de ressources et de conditions physiques uniformes sur de grandes surfaces, nos productions sont fragilisées, plus sujettes aux risques de maladies et de ravageurs (Coderre et Vincent 1992, Altieri et Nicholls 2005). Ces facteurs d'intensification sont aujourd'hui largement reconnus pour leurs impacts défavorables sur la biodiversité, notamment fonctionnelle, à l'origine des services écosystémiques. La complexité d'un paysage et sa richesse en habitats semi-naturels, par exemple, favorisent les espèces auxiliaires zoophages (Tschardtke et al. 2007) tandis que la nature et la succession des pratiques au sein des parcelles agricoles influencent la biodiversité fonctionnelle en général (Rusch et al. 2010).

Les effets des pratiques agricoles et du paysage sont en réalité difficilement dissociables (Kennedy et al. 2013, Tuck et al. 2014) et s'inscrivent par ailleurs toutes deux dans une logique souvent territoriale de gestion des espaces ruraux. En effet, la richesse du paysage en zones non cultivées n'implique pas à elle seule une diminution de la pression en ravageurs (Chaplin-Kramer et al. 2011) même si certains auteurs (Veres et al. 2013) l'expliquent par une description parfois trop grossière du paysage dans certaines études (non prise en compte de la nature précise des habitats semi-naturels). Les pratiques agricoles à forts intrants, favorisant les ravageurs et masquant les effets positifs du paysage (Jonsson et al. 2012), peuvent également y concourir (Altieri et Nicholls 2004). La gestion des éléments semi-naturels d'une part et des cultures d'autre part, représente donc un important levier de préservation et d'amélioration des services écosystémiques (Kremen et Miles 2012, Rusch et al. 2010) en favorisant leur diversité et leurs interactions (complémentarités, compromis et synergies).

L'AGRICULTURE DE CONSERVATION COMME OBJET D'ÉTUDE

2

“ Human beings, who are almost unique in having the ability to learn from the experience of others, are also remarkable for their apparent disinclination to do so. ”

Douglas Adams, *Last Chance to See*

2.1 L'INNOVATION DANS NOS CAMPAGNES

A l'heure où la pérennité des agrosystèmes intensifs est remise en cause et où les préoccupations environnementales ne cessent d'augmenter, des alternatives sont à envisager. Ces alternatives au recours systématique aux intrants ou à la perturbation des sols, poussent aujourd'hui des producteurs, de plus en plus nombreux, à réinventer leurs systèmes pour les rendre à la fois productifs (ou du moins rentables), résilients et cohérents avec leur environnement.

Face à des savoir agronomiques encore incomplets, peu détaillés ou pas scientifiquement fiables, les exploitations agricoles de ces pionniers deviennent de véritables centres d'expérimentation. S'affranchissant de l'expertise académique dont l'inertie est incompatible avec des enjeux locaux spécifiques, ils développent une forme d'"expertise profane" (*lay experts*), Doré et al. 2011). Dans d'autres domaines, ce type d'expertise est reconnu et exploité car elle donne une vision appliquée à un contexte particulier, des expérimentations empiriques et un point de vue "utilisateur" très enrichissants pour alimenter un savoir plus global sur les systèmes complexes.

Le grand défi de la recherche agronomique aujourd'hui est d'être en mesure d'accompagner et d'encourager ces démarches, via notamment la transition agroécologique. Cette transition est reconnue comme étant réalisable mais à la condition que les caractéristiques de structure, composition et fonctionnement des agroécosystèmes soient favorables à l'expression des SE intrants (Le Roux et al. 2008, Benayas et Bullock 2012) et ce à toutes les échelles d'espace (de la plante au paysage) et de temps.

Différentes formes d'agricultures *alternatives* tentent de répondre à ces objectifs. L'agriculture Biologique (AB), l'agroforesterie, la permaculture, la production intégrée en sont des exemples. Dans le cadre de ce travail de thèse, je me suis particulièrement intéressée à un type d'agriculture encore peu représenté en France mais qui connaît ces dernières années un intérêt entre engouement et méfiance tant de la part des agriculteurs que des agronomes, l'**agriculture de conservation**.

Quand les problèmes de pollutions et de sécurité alimentaire ont poussé les producteurs européens à questionner l'usage des pesticides d'origine pétrochimique et dommageables à l'environnement en se tournant vers l'agriculture raisonnée voire biologique ; en zones tropicales humides, les préoccupations environnementales se sont concentrées sur les problèmes d'érosions des sols avec le développement des techniques de conservation du sol, limitant le travail érosif du sol. Ils ont été ainsi à l'origine de l'émergence d'une nouvelle forme d'agriculture, qui s'est depuis formalisée et répandue à travers le monde. Cette Agriculture de Conservation (AdC) repose sur trois principes fondamentaux : la réduction du travail du sol depuis le simple abandon de la charrue jusqu'à l'absence totale de perturbation du sol (ci-après appelé **semis direct**), l'allongement et la diversification de la rotation des cultures avec en général l'inclusion de légumineuses, et une couverture permanente du sol au moyen de résidus de culture ou d'une culture de couverture vivante (Farooq et Siddique 2015, FAO 2008). L'AdC reçoit un intérêt et un soutien grandissant de la part de la communauté scientifique mondiale (Hobbs et al. 2008, Pisante et al. 2015, Pittelkow et al. 2015), en particulier pour son potentiel à préserver ou améliorer les services écosystémiques (Palm et al. 2014) et son adoption est déjà importante en Amérique (aussi bien au Sud qu'au Nord) et en Australie, entre autres (Friedrich et al. 2012). L'AdC est en revanche toujours controversée (Giller et al. 2009) et son adoption limitée en Afrique et en Europe occidentale (Friedrich et al. 2012, Lahmar 2010).

2.2 QUELQUES RAPPELS SUR LES ITINÉRAIRES AGRICOLES

Les pratiques agricoles sont en général appréciées en tant qu'itinéraire technique. Cet itinéraire est constitué de l'historique de l'ensemble des opérations nécessaires à la mise en place d'une culture, que ces opérations concernent le travail du sol, la fertilisation, la protection phytosanitaire ou encore l'irrigation. Nous ne détaillerons ici que la partie concernant le travail du sol. Ces opérations ont 3 objectifs :

- Travailler en profondeur pour préparer le lit de semence : on distingue le travail "superficiel" à moins de 15cm, "profond" entre 15 à 40 et "très profond" au-delà
- Retourner : les résidus sont envoyés en profondeur, il y a inversion des horizons
- Mélanger des horizons : en fonction de la qualité des sols, les résidus sont enfouis plus ou moins profondément et les éléments minéraux sont "dilués" dans tout le profil.

Les 5 types d'opérations les plus courantes en Europe sont le labour, le pseudo-labour, le décompactage, le sous-solage et le travail superficiel.

Même en ne considérant que le travail du sol, il existe une multitude d'itinéraires techniques

différents, variant en fonction de la culture, des contraintes pédoclimatiques et des traditions agricoles. En France, le type d'itinéraire est en général apprécié en fonction de l'opération la plus profonde. On entend ainsi régulièrement parler de "Labour", "Travail superficiel" avec ou sans retournement et "Semis Direct" pour qualifier l'itinéraire technique dans son intégralité et non seulement l'opération en question. Une autre dénomination moins ambiguë, se réfère plutôt à l'objectif de l'itinéraire : "Conventionnel", "Technique Cultural Simplifié" ou "Technique Culturelle Sans Labour", "Travail minimum", "Travail de Conservation du Sol"...

Pour la suite de cette étude, nous utiliserons l'appellation "Labour" pour qualifier tout itinéraire impliquant un retournement, "Travail Cultural Simplifié" (ou TCS) pour tout itinéraire sans labour (inversion des horizons) mais présentant un travail du sol plus ou moins profond et intense, et enfin "Semis Direct" (ou SD) qualifiera tout itinéraire n'impliquant aucun autre travail du sol que celui superficiellement effectué par les éléments semeurs le long de la ligne de semis et ce d'une année sur l'autre. Du fait de la "jeunesse" de certains systèmes, nous considérons que le système est en SD ou en TCS si ces pratiques sont en place depuis 3 ans ou plus.

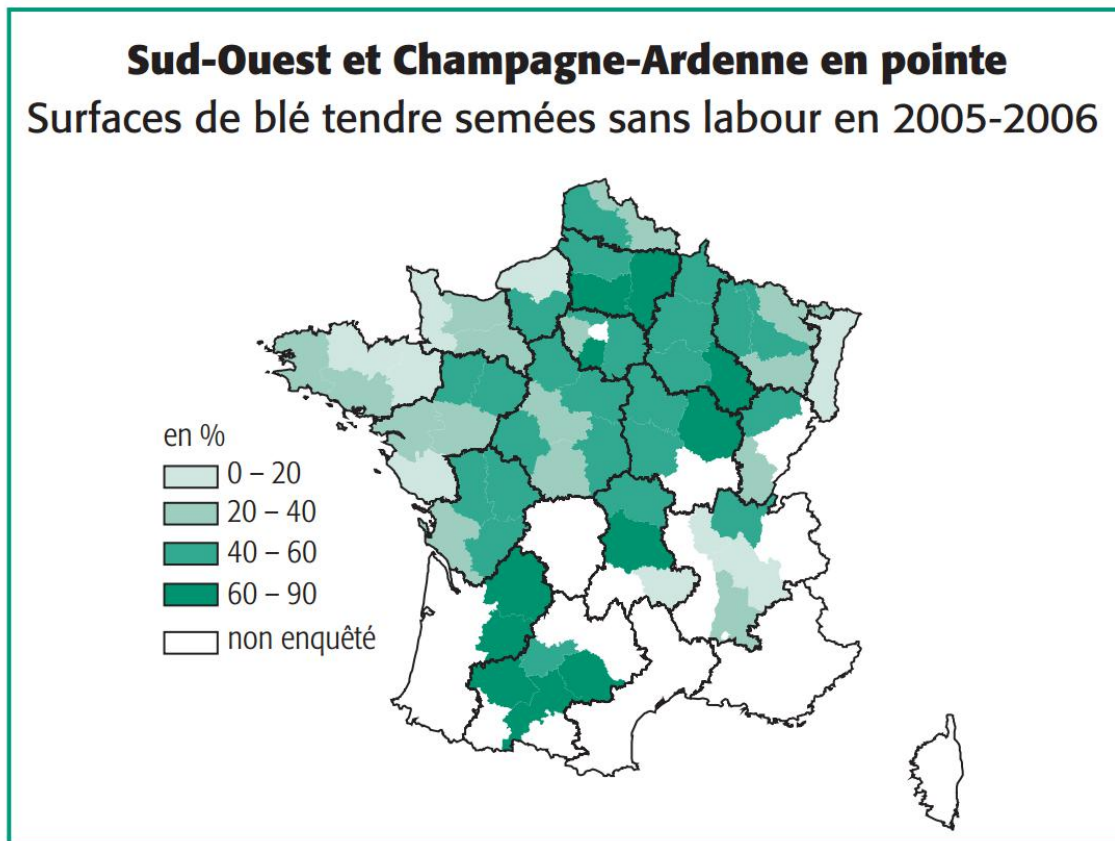
Concernant les deux autres piliers de l'AdC, indissociables du travail du sol pour la réussite de ces systèmes (Scopel et al. 2013), que sont la diversification de la rotation et la couverture permanente, ils seront également utilisés pour l'analyse des performances agroenvironnementales des systèmes via une batterie d'indicateurs (cf § 3.1.3).

2.2.1 De l'importance de ne pas se perdre dans les termes

En France, si on en croit les chiffres d'Agreste (2008), le non-labour est relativement bien représenté (Figure I.2.1). En 2001, il concernait 21 % des cultures annuelles, en 2006 c'était près d'un tiers des surfaces cultivées. Cette pratique répond à des motivations multiples telles que le gain de temps, l'économie d'énergie et la protection des sols. Elle souffre néanmoins de nombreuses exceptions. En effet, le non-labour s'accommode mieux des cultures d'hiver que de printemps, se prête évidemment mal à la monoculture, et connaît des succès divers selon les régions (Agreste 2008).

Néanmoins, **"techniques sans-labour" n'est pas synonyme d'AdC**. Ces techniques sont en effet multiples et variées et n'ont en commun que l'absence de labour dans l'itinéraire technique. Cependant, même si de nombreuses techniques sont communes, il est important de distinguer la "*Conservation Agriculture*" telle que définie par la FAO (2008) de la plupart des TCS européens, dont l'objectif principal est de simplifier le travail du sol pour réduire un peu les charges. Les TCS sont donc souvent utilisées en France mais ne peuvent être considérées comme de l'AdC car leur usage est souvent ponctuel, sur une seule culture (souvent sur des céréales d'hiver) et il ne s'agit pas d'une adoption d'un nouveau système. De nombreux agriculteurs alternent sur une même parcelle l'implantation en non-labour pour une culture d'hiver et le retournement avant leurs cultures de printemps.

Ainsi sur les 34% de surfaces sans labour en 2006, seules 11% n'ont jamais été retournées



Source : Agreste - Enquête sur les pratiques culturales 2006

FIGURE I.2.1 – Carte des surfaces en blé semées sans retournement du sol pour la saison culturale 2005-2006

entre 2001 et 2006. De plus, les deux autres piliers de l'AdC sont en général absents chez ces adoptants partiels, à savoir l'utilisation de couverts végétaux et l'allongement de la rotation. Si bien que les estimations récentes de l'AdC en France rapportent des chiffres plus réalistes de l'ordre de 1% de la surface cultivée nationale (Kassam et al. 2015, Friedrich et al. 2012).

2.2.2 Le Semis Direct

On distingue cette technique des "Techniques Culturales Simplifiées" car elle consiste en la réduction maximale de la perturbation du sol. Lorsqu'il est associé à une couverture permanente (on parle souvent de Semis Direct sous Couverture Végétale ou SDCV), c'est la forme la plus aboutie de l'AdC. La semence est en effet placée directement dans le sol sans aucun travail préalable. Seul un petit sillon ou un trou est ouvert, de profondeur et largeur suffisantes, avec des outils spécialement conçus à cet effet. La couverture morte ou vivante, de résidus, couvert végétal voire repousses de cultures, sert de protection et maintient l'humidité nécessaire au semis.

On manque encore de références sur le semis direct en France (Tourdonnet et al. 2007). Mais un nombre grandissant d'agriculteurs s'y essaient et le pratiquent avec succès, en particulier dans le Sud-Ouest du pays (Schaller 2013). Cette pratique a le mérite de préserver complètement les premiers

centimètres du sol, les plus biologiquement actifs favorisant la gestion de l'eau et la santé du sol (Gathala et al. 2011, Jat et al. 2013). Le passage au semis direct réduit à son minimum le nombre de passages dans la parcelle induisant d'importantes économies de carburant et de mécanisation (Mishra & Singh 2012). Néanmoins, le semis direct montre encore des limitations techniques comme la gestion du mulch, la mise en terre notamment sur les cultures de printemps (augmentation du risque de prédation des graines, notamment par les limaces), des retards de levée liés au microclimat particulier maintenu à la surface du sol, de nouveaux défis en matière de gestion des adventices sans intervention mécanique...

Ces limitations tendent à s'estomper à mesure que cette pratique se développe. Les semoirs de semis direct s'améliorent chaque année, favorisant une mise en terre avec une perturbation minimale tout en assurant une bonne fermeture du sillon (Mkomwa et al. 2015 ; Figure I.2.2). L'adaptation des dates de semis, les semis sous couvert et l'utilisation réfléchie des couverts végétaux et de la rotation permettent désormais de résoudre la plupart des problèmes énoncés ici. Et les connaissances en la matière n'en sont encore qu'à leurs prémices.



FIGURE I.2.2 – Semoir de semis direct par arrachement. Technologie développée par Alain Aurenсан dans le Sud Ouest de la France : la double inclinaison du disque semeur. CREDITS PHOTO : A. Aurenсан

2.3 L'AGRICULTURE DE CONSERVATION : UN POTENTIEL SOUS-ESTIMÉ ?

2.3.1 La petite histoire de l'Agriculture de Conservation.

L'action de travailler le sol pour le cultiver est un héritage ancestral qui remonte à quelque 3 000 ans avant J-C. Ce travail a pour objectifs d'ameublir le sol, préparer le lit de semence, gérer les adventices, aider à la libération de nutriments (par minéralisation et oxydation) ainsi qu'incorporer les résidus de la culture précédente et les fertilisants (Hobbs et al. 2008). A cela s'ajoute d'importantes modifications physico-chimiques et biologiques du sol devant, normalement, permettre de meilleures conditions de développement de la plante cultivée et ainsi obtenir de meilleurs rendements (Farooq et al. 2011).

Cependant, cette perturbation systématique de l'écosystème sol, fut remise en question à la fin des années 30, aux États Unis, suite aux gros problèmes d'érosion et des événements climatiques catastrophiques rencontrés lors de cette décennie ("*Dust Bowl*"). Et c'est dans son livre "*Plowman's Folly*" (Faulkner 1943) que Edward H. Faulkner, pointe du doigt pour la première fois les risques engendrés par l'usage du labour. Les prémices de l'AdC se développent ainsi aux États Unis pour lutter contre l'érosion des sols liée à la sécheresse mais également faire face à la pression économique grandissante liée à l'augmentation des prix du pétrole (Friedrich et al. 2012). L'AdC telle qu'elle est définie aujourd'hui s'est par ailleurs particulièrement développée suite à son apparition dans les années 70 en Amérique du Sud et en Afrique de l'Ouest où en l'espace de deux décennies elle a connu un développement et une adoption significative. Les surfaces en AdC s'étendent rapidement aujourd'hui à travers le monde (Table I.2.1), dans des conditions pédoclimatiques et socio-économiques très variées (Derpsch et Friedrich 2009).

2.3.2 Trois principes indissociables

La définition pratique de l'AdC est encore sujette à discussion et aucune charte de l'AdC n'existe à ce jour. Cependant, depuis son apparition, mais plus encore depuis la définition formelle proposée par la FAO en 2015, tout le monde s'accorde sur les trois principes fondateurs de l'AdC, à savoir :

- Une rotation culturale allongée et diversifiée
- Un couvert organique permanent
- Une perturbation minimale du sol

Allonger et diversifier la rotation culturale est le premier levier de toute démarche agroécologique. Cet aspect est encore plus critique en AdC. Bien gérée, une rotation complexe permet de contrer les problèmes de compaction du sol, le risque de maladies et les adventices pérennes (Farooq et Siddique 2015). La rotation joue un rôle important dans le maintien de la fertilité tout en limitant la concentration de pathogènes et de ravageurs (Trenbath 1993). L'inclusion de légumineuses dans la rotation permet notamment d'optimiser la fourniture d'azote en misant sur la fixation biologique (Giller 2001).

Lorsque l'AdC est associée à une bonne rotation, on constate une augmentation du niveau de

TABLE I.2.1 – Surfaces en Agriculture de Conservation à travers le monde (traduit de Kassam et al. 2015).

	Terres cultivées sous AdC (MA ha)	% de la surface mondiale en AdC	% de la surface en terres cultivées
Amérique du Sud	66.4	42.3	60.0
Amérique du Nord	54.0	34.4	24.0
Australie et Nouv. Zélande	17.9	11.4	35.9
Asie	10.3	6.6	3.0
Russie et Ukraine	5.2	3.3	3.3
Europe	2.0	1.3	2.8
Afrique	1.2	0.8	0.9
Total Global	157.0	100	10.9

profit par rapport à une agriculture plus conventionnelle par la diminution du temps de travail, l'augmentation ou le maintien du niveau de rendements et la diminution des intrants (Linden et al. 2000). En revanche, un système adoptant par exemple le semis direct mais appliquant une rotation très courte s'avère perdre une grande partie des avantages de l'AdC en termes de services écosystémiques avec un niveau de profit en baisse (Craheix et al. 2016).

Combiner la rotation d'espèces cultivées avec des couverts en interculture ainsi qu'un maintien des résidus *in situ* (restitution des pailles), complète ses avantages. Le sol est couvert en permanence par une couverture organique vivante ou morte (mulch) qui le protège de la destruction mécanique par la pluie (effet goutte), agit comme une barrière contre le vent et tamponne la température à la surface du sol. L'évaporation de l'eau de surface est également réduite et globalement le couvert améliore l'infiltration de l'eau en limitant le ruissellement. Ces couverts sont également au cœur de la gestion de la fertilisation en AdC, permettant d'augmenter la matière organique en surface et l'apport d'azote grâce à l'inclusion de légumineuses. Les couverts vivants plurispécifiques sont en général préférés pour optimiser l'utilisation des ressources, assurer une bonne couverture et donc limiter par compétition le développement d'adventices et bien sûr augmenter les chances de réussite du couvert en misant sur plusieurs espèces plutôt qu'une.

La réussite du couvert est actuellement le point critique qui demande de l'investigation de la part des semenciers, des techniciens et conseillers, des chercheurs et des agriculteurs eux-mêmes. Une forte demande des agriculteurs en AdC vers la recherche concerne les choix d'espèces, leurs implications, leurs gestions spécifiques et en interaction avec les cultures de rentes.

Enfin, l'AdC repose sur une perturbation minimale du sol. L'enjeu est particulièrement de protéger la zone de surface, entre 0 et 20 cm de profondeur, qui est la plus biologiquement active mais également la plus vulnérable à l'érosion. Beaucoup de fonctions biologiques et services écosystémiques essentiels à l'environnement (au-delà même de l'agroécosystème) sont dépendants de la vie dans cette zone. La plupart des avantages obtenus par la perturbation minimale du sol sont similaires à ceux liés à la couverture permanente mais c'est dans les systèmes où ces deux pratiques sont combinées que les meilleurs résultats sont observés (Hobbs et al. 2008).

2.3.3 L'Agriculture de Conservation comme réponse aux problèmes d'érosion et de perte de biodiversité

L'AdC s'accompagne de changements sur la qualité de la structure du sol ainsi que sur la biodiversité qu'il supporte. Elle affecte les processus physiques, chimiques et biologiques qui prennent place dans le profil cultural, tels que les cycles des éléments minéraux et du carbone, l'évolution des résidus de culture, les transferts de l'eau et des molécules qui y sont dissoutes. De plus, ces techniques vont également modifier la localisation de la matière organique, celle de certains inocula de pathogènes et graines d'adventices et celle des éléments nutritifs et ce de façon croissante avec le temps depuis le passage en AdC. Par ailleurs, les effets de la simplification du travail vont être plus ou moins marqués selon le type de sol et son état structural initial, les conditions climatiques au moment des interventions, la maîtrise de la technique par les agriculteurs ainsi que les choix en matière de rotation culturale, de couverts végétaux et d'outils employés.

Impacts du TCS et SD sur la matière organique, et le stockage du carbone. Entre autres, les TCS et SD vont modifier la répartition de la matière organique dans le profil cultural. Celle-ci va en effet augmenter en surface, particulièrement avec le semis direct, dont l'évolution est plus rapide (West et Post 2002).

Cette redistribution de la matière organique va avoir plusieurs conséquences :

- Accroître la stabilité structurale des agrégats du sol
- Augmenter le rapport Carbone/Azote (C/N) de la couche superficielle
- Augmenter le taux d'humification (Girard et al. 2005)
- Diminuer fortement la vitesse des pertes de matières organiques par la minéralisation (ralentie en SD par la modification des conditions de vie des microorganismes minéralisateurs) et par l'érosion

Les sols agricoles de manière générale, ont un potentiel élevé de stockage du carbone. On estime à 1,4 milliards de tonnes de carbone stocké par an par les sols agricoles, quelles que soient les pratiques de gestion du sol appliquées (GIEC 2014, Paustian et al. 2016). Ce stockage concerne particulièrement l'horizon de surface mais on sait désormais qu'il s'opère également dans les zones plus profondes, au-delà de 30cm (de Moraes Sa et Lal 2009, Mulder et al. 2016, Plaza-Bonilla et al. 2016). Les apports de matières organiques via les amendements, les résidus de culture ou les couverts végétaux sont le principal vecteur de ce stockage. Ils permettent ainsi de stocker 300 à 500 kg de carbone par hectare et par an, que cela soit avec ou sans travail du sol (e.g. Dimassi et al. 2014). Et ces chiffres peuvent atteindre jusqu'à 500 à 900 kg C/ha/an si l'AdC est appliquée (Powlson et al. 2016). On remarquera ici encore que c'est bien l'association des trois piliers de l'AdC qui permet cette augmentation du stockage de carbone. En effet, Powlson et al. (2012) remarquent l'effet quasi nul du non travail du sol pris séparément et de Moraes Sa & Lal (2009) ne reconnaissent qu'un effet marginalement positif.

A cela peut s'ajouter le fait que l'AdC a potentiellement un impact plus modéré sur le changement climatique via de moindres émissions de gaz à effets de serre. La consommation de carburant est diminuée de 60% (SoCo 2009) et on constate également des émissions de N₂O et de CH₄ après quelques années d'AdC bien conduite (Six et al. 2004, Dendooven et al. 2012, Palm et al. 2014) notamment du fait de l'activité bactérienne. L'AdC est également potentiellement elle-même plus résiliente face au changement climatique, compte tenu de la résilience de sa productivité en contexte de stress hydrique (Pittelkow et al. 2014). Cette résilience étant particulièrement imputable aux bénéfices liés aux apports de matières organiques au sol (Song et al. 2015).

La structure du sol, évolution du risque érosif et du ruissellement Du fait de la couverture permanente du sol en surface, les TCS et le SD ont des effets positifs à l'égard de l'érosion (Labreuche et al. 2007, Soane et al. 2012) et de la dégradation du sol par les impacts de gouttes de pluies, essentiellement, limitant ainsi la formation et l'expansion d'une croûte de battance (Labreuche et al. 2007). De plus, la modification de la répartition de la matière organique dans le profil de sol et son augmentation en surface améliore la stabilité structurale du sol, diminuant le risque érosif et augmentant sa portance (Soane et al. 2012). Néanmoins, l'efficacité des techniques de conservation, en termes de réduction de l'érosion, est très variable selon la texture du sol. En effet, si sur des sols argileux, leur efficacité est la plus probante (Chichester et Richardson 1992, Tebrügge et Düring 1999, Rhoton et al. 2002, Labreuche et al. 2007), leur efficacité sur des sols sableux semble moindre (Quinton et Catt 2004) et les résultats sur sols limoneux sont très variables, dépendant essentiellement d'autres paramètres comme les types de culture inclus dans la rotation (Labreuche et al. 2007).

En SD, la porosité structurale du sol est principalement créée par les alternances du climat (humectation/dessiccation et gel/dégel) et l'activité biologique, notamment celle des vers de terre et des mycorhizes, particulièrement favorisée par ces techniques. La qualité physique du sol est alors améliorée par la formation d'une porosité biologique de surface qui garantit une meilleure infiltration et améliore la valorisation de l'eau et des éléments minéraux (en particulier le phosphore) par les cultures (Soane et al. 2012). De plus, le couvert végétal permet la formation de flaques d'eau en surface, qui ralentissent l'écoulement de celle-ci, ce qui diminue le pouvoir érosif du ruissellement (Le Bissonnais, cité dans Labreuche et al. 2007), mais risque en contre-partie d'entraîner des retards de semis pour les cultures de printemps.

De plus, ces phénomènes sont lents à mettre en place et les premières années après le passage en TCS, et plus encore en SD, on observe parfois une reprise en masse du sol se traduisant par une augmentation de la densité apparente du sol en surface (sur 0 à 25cm de profondeur). Cela s'observe en particulier dans les systèmes jeunes et/ou mal maîtrisés, l'aération de cet horizon de surface est réduite, le sol peine à se réchauffer au printemps et l'hydromorphie de surface d'autant plus accentuée, retardant également les semis de printemps. La porosité n'est en général reconstituée qu'après quelques années. Par ailleurs, la porosité change d'architecture, elle n'est plus mécanique (fissurations, macroporosité) mais biologique (microporosité). La porosité créée par les vers anéciques

(gros vers effectuant des parcours verticaux de la surface à plus d'1m de profondeur) et associée à un réseau très connecté de microporosité, augmente la réserve en eau facilement utilisable (RFU) par les plantes ainsi que la conductivité hydraulique avec les horizons profonds et favorise le drainage de l'eau (Soane et al. 2012).

Le sol devient également moins sensible au tassement généré par les engins agricoles, sauf en conditions très humides (Labreuche et al. 2007). Le Bissonnais (cité dans Labreuche et al. 2007), remarque également que l'arrêt de l'utilisation de la charrue permet de travailler en travers de la pente réduisant ainsi fortement l'érosion aratoire dans les parcelles en coteaux où le ruissèlement est déjà problématique.

La biodiversité du sol favorisée par les TCS et le SD L'absence de perturbation et l'augmentation de la teneur en matières organiques en surface, va modifier la répartition des ressources et des conditions d'habitat (les flux d'air, d'eau et l'humidité) dans le profil pour les organismes du sol.

De nombreuses études sont menées sur la question mais les réponses restent en général trop variables pour que des généralités soient communément admises. En 1995, Wardle compile les résultats de 106 études menées jusqu'alors et conclut à une tendance générale à l'augmentation en termes d'abondance et/ou de biomasse avec la diminution du travail du sol. Cependant, il souligne que cette constatation est surtout vraie pour les organismes de grande taille et que la variabilité observée est très certainement due au fait que ces études sont menées : sous différentes intensités de travail du sol et d'enfouissement (pratiqué de plus à différentes dates), à différentes périodes de l'année et sous différentes combinaisons sol/culture/climat. De plus, la grande majorité de ces études ne concernent qu'un seul organisme ou niveau trophique et ne donnent pas de vision d'ensemble sur l'effet de ces pratiques sur la communauté édaphique.

Les études plus récentes, menées cette dernière décennie, confirment toujours les conclusions de Wardle. Van Capelle et al., qui ont compilé en 2012 les études allemandes sur le sujet, concluent que les impacts, en particulier à long terme, sur la biodiversité du sol sont toujours peu compris, notamment l'interaction entre pratiques, texture du sol et type de culture.

On reconnaît néanmoins que l'activité biologique du sol augmente en surface grâce à l'AdC, mais qu'elle est réduite en profondeur, en raison de l'absence d'enfouissement des matières organiques. Le mulch constitué en surface par les débris végétaux va fournir un abri et une source de nourriture pour la faune épigée mais également pour certains ravageurs de cultures comme les limaces (Girard et al. 2005). De nombreuses études et observations de terrain confirment que diminuer l'intensité du travail du sol augmente le nombre de vers de terre (Kladivko 2001). La présence du mulch en surface va en effet ralentir l'assèchement du sol en fin de printemps et le gel en fin d'automne permettant aux vers de se nourrir et se reproduire plus longtemps et probablement s'acclimater plus efficacement au changement de saison. De plus, les espèces épigées (de surface) et anéciques qui s'alimentent en surface sont particulièrement favorisées par les pratiques préservant les résidus. Il

n'est pas rare qu'en système conventionnel, plus aucun épigé (déjà rares en agrosystèmes) et anécique ne soit comptabilisé. Des espèces comme *Lumbricus terrestris*, anécique européen commun, peuvent complètement disparaître suite à de nombreuses années en labour du fait de leur grande sensibilité à la perturbation du sol et à l'enfouissement des résidus et à leur taux de reproduction très bas. Il devient alors difficile de les voir réapparaître même après un passage en AdC (Kladivko 2001) dans la mesure où la re-colonisation de la parcelle se fera par les abords, si l'espèce y est toujours présente.

De manière générale, la composition et les structures des communautés du sol sont modifiées avec les TCS et le SD, en particulier à l'interface sol/résidus (Tebrügge et Düring 1999). Ces modifications vont influencer toute la chaîne trophique des agroécosystèmes, y compris la macrofaune associée comme les oiseaux et petits mammifères. De fortes disparités sont observées d'un groupe fonctionnel à l'autre. Par exemple, il semblerait que le semis direct soit plus favorable à une domination fongique alors que ce sont les bactéries qui prédominent en système conventionnel.

Concernant la biodiversité dite "destructive" (ravageurs et pathogènes associés aux agroécosystèmes), l'impact des maladies (Kutcher et al. 2011, Basch et al. 2015) et des ravageurs dans leur majorité (Kesavan et Malarvannan 2010, Basch et al. 2015) sur les cultures est équivalent à moindre en AdC par rapport à un mode de culture conventionnel. Cet effet étant particulièrement imputable à une bonne utilisation de la rotation. Certains cas restent toute fois problématiques comme les limaces, largement reconnues et documentées comme difficilement gérables sans travail du sol, en particulier les premières années. Pourtant les retours des agriculteurs convertis à l'AdC depuis de nombreuses années laissent penser que si le nombre de limaces augmente certes significativement avec les changements de pratique, elles finissent par "ne plus être un problème", sans qu'aucune raison apparente ne l'explique.

2.3.4 La question du contrôle des adventices en Agriculture de Conservation

La limitation principale de l'abandon ou de la diminution du travail du sol est que cela enlève aux producteurs leur principal moyen de lutte contre les adventices. Or sans travail du sol, les graines restent plus facilement en surface et la présence d'un mulch permanent offre des conditions favorables à leur germination. Cependant, certaines graines laissées en surface sont mangées ou endommagées par la biodiversité plus riche dans ces parcelles et certaines adventices sont désavantagées par ces conditions particulières. On observe ainsi en AdC une sélection d'un cortège d'aventices différents de celles qui auraient été sélectionnées en conventionnel.

A l'heure actuelle, en l'absence de travail du sol, le contrôle chimique des adventices est encore l'option la plus efficace. Néanmoins se pose la question du placement de l'intervention pour la rendre vraiment efficace (et donc éviter un second passage) et la limitation de l'efficacité du traitement par la présence d'un mulch. L'option OGM résistant aux herbicides s'est avérée efficace dans certains pays, mais aggrave la question du développement de résistances chez les adventices. De plus, ces solutions

sont en contradiction avec les convictions de la plupart des agriculteurs adoptant la démarche de l'AdC et sont discutables dans une optique de durabilité.

Le passage à l'AdC demande un très fort changement de paradigme notamment pour ce qui est question de la gestion des adventices. Or les ressources humaines, la machinerie et même les stratégies sont encore trop peu disponibles pour accompagner la conversion à l'AdC (Singh et al. 2015). En pratique, le passage vers l'AdC s'accompagne à l'heure actuelle d'un usage accru d'herbicides les premières années, durant une phase de transition principalement liée à l'apprentissage par l'agriculteur et la maturation du système. En revanche, après quelques années d'AdC bien conduite, adoptant une démarche de gestion intégrée des adventices en combinant méthodes chimiques et non chimiques, on constate une diminution de la levée d'adventices après semis (Gupta et Seth 2007, Singh et al. 2015) et une diminution du recours aux herbicides, qui devient équivalent voire inférieur aux systèmes conventionnels (Sturny et Chervet 2015). Aussi, Farooq et Siddique placent dans leur livre "Conservation Agriculture" (Farooq et Siddique 2015), le contrôle des mauvaises herbes comme "4ème pilier" de l'AdC, soulignant par là l'importance de cette question pour ces systèmes. Les couverts végétaux sont un levier particulièrement critique pour la gestion des adventices et demande une expertise de la part des agriculteurs et des conseillers qui ne viendra qu'avec l'expérimentation, notamment pour appréhender toute la difficulté de l'adaptation aux conditions locales individuelles.

2.3.5 Une productivité préservée

L'AdC doit évidemment répondre d'une performance tant écologique qu'économique (triple performance de l'agroécologie¹). La question du maintien de la productivité est donc centrale.

On estime qu'à travers le monde, tout type de climats et cultures confondues, l'AdC présente une baisse de rendement de l'ordre de 2,5% par rapport à l'agriculture conventionnelle (Pittelkow et al. 2014). Anecdote intéressante, on remarquera ici que suite à la parution de cette étude, un mouvement de contestation de la part des "farmers" d'Amérique du Nord s'est levé pour critiquer les estimations faites par les organismes de recherche et les instituts techniques, sous-estimant selon eux les performances de l'AdC ("*29 Reasons Why Many Growers Are Harvesting Higher No-Till Yields in Their Fields Than Some University Scientists Find In Research Plots*"²).

En revanche, dans un contexte de stress hydrique, les rendements observés en AdC sont en moyenne plus élevés qu'en agriculture conventionnelle (Pittelkow et al. 2014). On constate en climats secs une augmentation des rendements de l'ordre de 50 à 100% selon Fernández-Ugalde et al. (2009) et entre 20 à 120% selon Kassam et al. (2012) par rapport à l'agriculture conventionnelle.

A l'échelle européenne, des différences notables s'observent entre pays. Au nord du continent,

1. Performance environnementale, économique et sociale. L'aspect social n'a pas été pris en compte dans ce travail de thèse et la dimension économique ne sera abordée que par la productivité en matière première

2. <http://www.no-tillfarmer.com/articles/4038>

les rendements sont globalement moins bons en AdC et chutent de 6.9% selon Basch et al. (2015). Le sud quant à lui (incluant la France) présente des rendements supérieurs d'environ 13% par rapport à l'agriculture conventionnelle toujours selon les mêmes auteurs.

Pittelkow et al. (2014) font particulièrement remarquer que les rendements sont dépendants de l'ancienneté du système et tendent à augmenter au fil des années.

Au delà des rendements, différents auteurs reconnaissent que le profit économique de l'AdC est plus élevé (Tebrügge et Böhrnsen 1997, Sturny et Chervet 2015) par rapport à un mode de production plus conventionnel du fait de frais de main d'oeuvre réduits de 50 à 75 % (SoCo 2009), de frais de carburants réduits de 60% (SoCo 2009) et de frais d'entretien de matériel réduits de 80% (Freixial et Carvalho 2010).

2.4 ÉTUDE D'UN PANEL DE SERVICES ET NOTION DE BOUQUET

Évaluer la durabilité de systèmes de culture agroécologiques comme l'AdC doit passer par une approche systémique de leurs performances. Une étude comme la nôtre se doit donc d'inclure la multifonctionnalité du système sur des aspects à la fois économiques, environnementaux et si possible sociaux.

Nous avons pour cela choisi d'appréhender les différents systèmes agricoles à travers l'étude d'un panel de services (voir § 3.3). Les services écosystémiques tels que nous les avons présentés dans le chapitre précédent, permettant d'assurer divers aspects du bien-être humain, recouvrent au moins en partie la performance économique, environnementale et sociale du système agricole.

Les relations qui lient les services écosystémiques entre eux ainsi que les déterminants agroécologiques (dans le cas des agroécosystèmes) qui sous-tendent leur expression sont encore mal connus. Notamment des synergies peuvent exister entre certains services, mais également des antagonismes (ou compromis) et étudier les covariations positives ou négatives entre différents services pourrait permettre d'identifier les paramètres à favoriser ou au contraire à éviter pour maximiser l'expression du plus de services possible (Raudsepp-Hearne et al. 2010, Mouchet et al. 2014, Verkerk et al. 2014). En particulier, l'antagonisme apparent entre productivité et préservation de la biodiversité (Kremen et Miles 2012) est une question centrale au développement de l'agroécologie que l'approche multiservices permet d'aborder.

La notion de bouquet de services (*services bundles*) a été introduite par (Raudsepp-Hearne et al. 2010) et consiste à identifier les groupes de services qui apparaissent simultanément de façon répétée dans diverses situations.

De plus en plus d'études adoptent cette approche multiservices aussi bien pour les questions d'utilisation des sols (Lavorel et al. 2015, Crouzat et al. 2015, Foley et al. 2005 ; Fig. I.2.3) que pour des questions d'évaluation des systèmes agricoles (Garbach et al. 2016, Craheix et al. 2016).

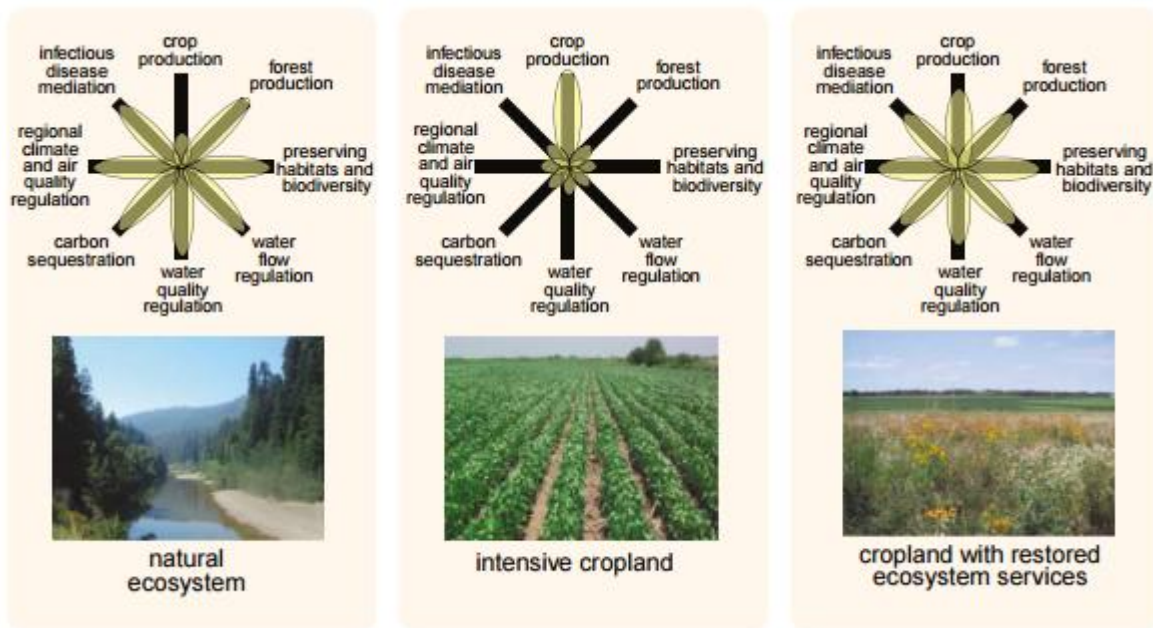


FIGURE I.2.3 – Illustration de la notion de bouquet de services : Cadre conceptuel pour la comparaison des compromis entre services écosystémiques pour comparer différents types d'occupation des sols proposé par Foley et al. (2005)

Néanmoins beaucoup de ces études restent dépendantes de données extérieures, issues de la littérature internationale et de projets déconnectés les uns des autres. L'acquisition simultanée de données concernant un large panel de services dans divers systèmes agricoles n'avait, à notre connaissance, jamais été réalisée à ce jour.

2.5 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE TRAVAIL

Le fait que des pratiques à intrants réduits ou nuls et une perturbation du sol minimisée voire annulée, soient susceptibles de compenser voire de renforcer les effets du paysage, à savoir une activité biologique favorisée dans, sur et au-dessus du sol (Holland 2004, Thomson et Hoffmann 2006), constitue l'hypothèse de recherche principale de cette thèse.

Être capable d'évaluer et de prédire le potentiel de services écosystémiques en fonction de ces facteurs représente un enjeu très important, notamment pour la gouvernance des territoires (de Groot et al. 2010). Cependant, à l'heure actuelle, trop peu de données de base sont disponibles sur les relations entre variables agro-environnementales et services écosystémiques. Ainsi, si la biodiversité est à la mode depuis quelques années (ex. 2010 déclarée Année internationale de la biodiversité par l'Assemblée générale des Nations Unies) et depuis peu mise en avant au travers de la notion de SE, nos connaissances sur les liens concrets entre la diversité des espèces et l'efficacité des services qu'elles nous rendent, restent très superficielles. Approfondir nos connaissances sur ces liens et sur les interactions entre services, via des mesures directes de leurs niveaux d'expression, est donc un enjeu majeur pour la transition agroécologique.

J'ai pour cela choisi un objet d'étude remettant en question les paradigmes de l'agriculture, à savoir l'agriculture de conservation, me donnant ainsi un panel de pratiques très diversifiées à comparer. Initialement pensée "Agriculture de Conservation des sols", on lui prête aujourd'hui des propriétés de conservation bien au-delà du seul compartiment sol. Préservation de la ressource en eau, de la biodiversité, mais également gain de temps, réduction de la consommation de carburant, le tout pour une productivité comparable... L'AdC semble parfois être présentée comme un remède miracle à tous les maux. Pourtant cette agriculture ne fait pas consensus tant chez les agriculteurs que chez les chercheurs. Ces détracteurs soulignent généralement l'incertitude quant aux pratiques de l'AdC qui sont réellement à l'origine des bienfaits qui lui sont attribués et sous quelles conditions. Ils soulignent également que les contreparties liées à l'implémentation de l'AdC sont encore trop peu connues et remettent en question l'adéquation de l'AdC à de réels besoins des producteurs, accusant des choix parfois plus politiques et scientifiques, notamment dans les pays en voie de développement où le passage à l'AdC peut impliquer des contraintes importantes sur des populations déjà pauvres (Giller et al. 2009, Bolliger et al. 2006).

Comme l'agriculture biologique, l'AdC connaît ses partisans et ses détracteurs. Le positionnement de ce travail n'est pas de prendre partie pour un type d'agriculture, mais de s'intéresser à un cas d'étude Français, dans une région agricole où aussi bien l'AB que l'AdC sont bien implantées, et surtout pour la première fois aborder cette agriculture sous l'angle des services écosystémiques en étudiant simultanément un large panel de services divers.

L'objectif de ce travail est donc d'augmenter les connaissances sur les relations de complémentarité, de compromis ou de synergie entre différents services ainsi que leur évolution en fonction des pratiques. Pour cela nous avons été confrontés à la nécessité de développer des moyens simples de mesure de services, directs ou indirects, ce qui a constitué le travail préliminaire à cette thèse à savoir la mise en place des protocoles présentés dans le chapitre suivant.

Ce travail ayant pour objectif d'évaluer l'expression d'une gamme de services dans des systèmes de cultures reposant sur des intrants écologiques plutôt que sur des intrants industriels, j'ai choisi de présenter ma thèse en me plaçant dans le cadre conceptuel illustré par la figure I.1.3. Je commencerai donc par étudier l'expression des services intrants (Partie II) que je compléterai par une analyse de l'effet des habitats semi-naturels aux abords des parcelles sur l'expression de certaines régulations (à travers leur qualité d'habitat d'hivernation (Partie III). Puis je discuterai rapidement des performances agronomiques de chacun de types d'agriculture abordés en remplaçant la diversité des modes de gestion rencontrés dans leur contexte de situation de production (Partie IV). Une cinquième partie sera consacrée à l'étude simultanée de ce panel de service et des éventuels synergies et compromis entre services (Partie V). Je clôturerai ce mémoire par une synthèse et une discussion des principaux résultats et une présentation des perspectives données à ce travail (Partie VI).

Quatre chapitres de cette thèse ont été rédigés sous forme d'articles, mis en forme et en anglais. Ces articles seront soumis à des journaux dans les semaines à venir. Pour les parties en français, il sera systématiquement précisé si une éventuelle future valorisation est prévue.

DISPOSITIF D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE

3

“ Consolons-nous de ne pas savoir les rapports qui peuvent être entre une araignée et l’anneau de Saturne, et continuons à examiner ce qui est à notre portée. ”

Voltaire, *Lettres philosophiques*

3.1 UN RÉSEAU DE 53 AGRICULTEURS DU SUD OUEST DE LA FRANCE

3.1.1 Constitution du réseau

La constitution du réseau, baptisé ensuite réseau SERACC (SERVICES de Régulation en AGRICULTURES de Conservation et Conventionnelle), a nécessité près d’un an de travail.

La zone d’étude a tout d’abord été définie par l’implication dans le projet ANR TATABOX, se concentrant sur la transition agroécologique d’un territoire : le bassin versant du Tarn et de l’Aveyron. Cependant, il était irréaliste de trouver sur un territoire aussi restreint un nombre suffisant d’exploitations représentatives de l’ensemble des modalités que nous cherchions (agriculture biologique, agriculture de conservation, les deux, agriculture conventionnelle) le tout réparti de manière homogène sur le gradient de paysage du bassin versant.

Nous nous sommes alors rapprochés de divers collectifs et associations existants et avons élargie la zone d’étude sur une seconde zone : l’extrémité est du Gers où la dynamique des TCSistes était déjà bien présente et de nombreux contacts déjà pris. L’appartenance à des collectifs/associations a grandement facilité l’acceptation des enquêtes et la mise en place d’essais de terrain.

Ainsi, 21 agriculteurs du réseau sont adhérents de l’association Sol et Eau en Ségala (S&E), qui a été créée en mai 2012 autour d’un objectif de restauration du potentiel des sols agricoles. Cette association regroupe une quarantaine d’agriculteurs ayant des systèmes et pratiques variés : de la polyculture avec ou sans élevage à la polyculture avec viticulture, du labour au semis direct et de l’agriculture conventionnelle à l’agriculture biologique. Les principes fondateurs de l’association sont de lutter contre l’érosion des sols, de réduire les charges de mécanisation, le temps de travail, de

restaurer la fertilité naturelle du sol et de diminuer l'emploi d'engrais et des produits phytosanitaires, ainsi que de parvenir à l'autonomie alimentaire des troupeaux.

Quatre agriculteurs font partie de l'AOC sols (Association Occitane de Conservation des sols) dont le but est de promouvoir les techniques de conservation des sols et de partager les connaissances par le biais de réunions pédagogiques, d'essais comparatifs et de suivis de parcelles.

Deux agriculteurs adhèrent au GABB 32 (Groupement des Agriculteurs Bio du Gers), une association qui regroupe les agriculteurs du Gers en AB et en biodynamie afin de promouvoir le développement des agricultures alternatives et respectueuses de l'environnement, et d'accompagner à la transition vers une alimentation biologique.

Cinq agriculteurs font partie d'Agro d'Oc, une coopérative agricole régionale organisée en C.E.T.A. (Centre d'Etude des Techniques Agricoles) afin de permettre les échanges de connaissances et la réflexion entre les 995 agriculteurs de Midi-Pyrénées et d'Aquitaine, et également de les accompagner dans leurs systèmes de cultures par le biais de conseils, d'expérimentations et de formations.

Enfin, trois agriculteurs adhèrent au GAGT (Groupement des Agriculteurs de la Gascogne Toulousaine) dont les objectifs principaux sont de défendre le métier d'agriculteur et son revenu, prendre en compte l'environnement et concilier agriculture et pression urbaine.

Le réseau fut ensuite complété par des exploitants voisins ou proches des exploitations précédentes et présentant des systèmes contrastés, souvent en agriculture conventionnelle.

En tout ce sont 53 exploitants qui ont accepté de participer (Figure I.3.1). Pour la très grande majorité, les parcelles de ces exploitations se trouvent en situation de coteaux.

3.1.2 Zone d'étude

Le réseau des 53 fermes se répartit sur une zone de 185 km de long de part et d'autre de Toulouse (de 43°N, 0°E à 44°N, 2°E) et s'étale sur trois départements : le Gers, la Haute-Garonne et le Tarn.

Deux secteurs distincts (longs d'environ 70 km) peuvent être identifiés, un secteur à l'ouest de Toulouse comprenant 28 exploitations, et un second à l'est avec 25 exploitations (Table I.3.1). La parcelle vraiment excentrée par rapport aux autres (au sud de Toulouse, Figure I.3.1) a été considérée à l'ouest, du fait de la similitude du paysage et du sol. Ces deux secteurs sont caractérisés par un paysage agricole vallonné (200 à 400 m d'altitude) et dominé par les grandes cultures et les prairies, parsemé de forêts de chênes fragmentées.

Les deux secteurs présentent un paysage similaire (cf. §3.1.4) mais diffèrent légèrement par leurs types de production et de sols. L'élevage est en effet plus présent et diversifié à l'est, ce qui résulte en

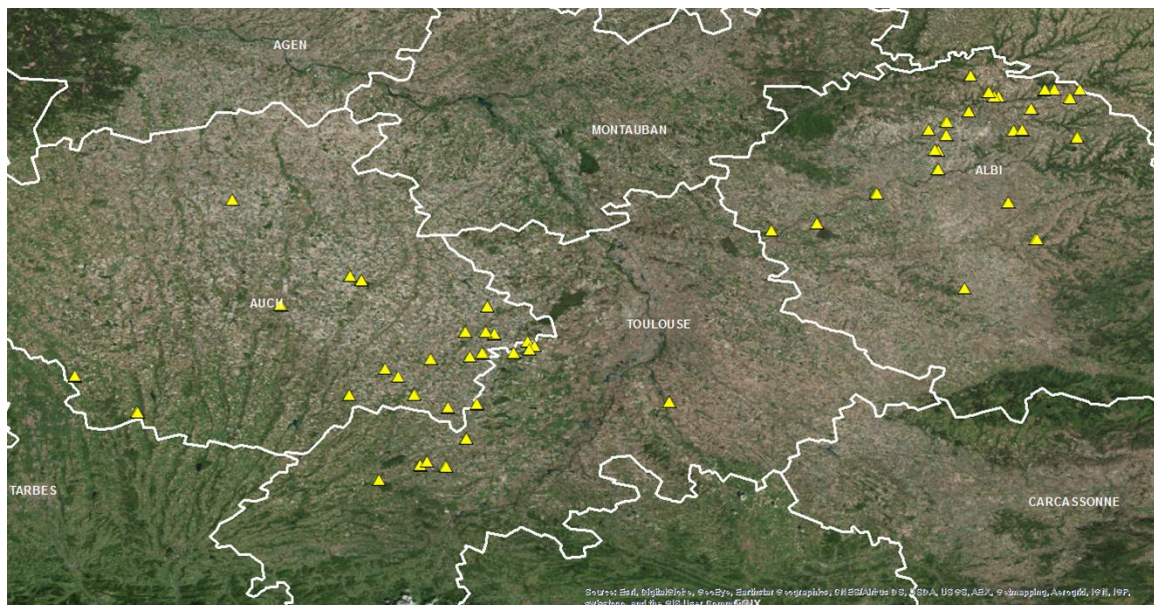


FIGURE I.3.1 – Situation des 53 sites d'étude du Réseau SERACC.

TABLE I.3.1 – Répartition des pratiques d'AdC, d'AB et d'AC sur le réseau SERACC

	Labour		TCS		Semis Direct	
	Conv.	AB	Conv.	AB	Conv.	
Est	9	1	9	3	3	25
Ouest	4	4	6	7	7	28
	13	5	15	10	10	

une surface en prairies plus importante (20 % et 21 % de la zone d'étude en prairies permanentes et temporaires, respectivement) que dans l'ouest (6 % et 14 % de la zone étudiée). Les céréales d'hiver sont cultivées de manière équivalente dans les deux secteurs (30 % de la zone étudiée), mais les tournesols sont plus présents dans l'ouest (17 %, contre 5 % à l'est) et l'est diffère également par la présence de vignobles (2 %) (RPG 2012). Le paysage est aussi un peu plus fragmenté dans l'est (taille moyenne des parcelles : $2,5 \pm 3,0$ ha, maximum dans la zone étudiée : 38.4ha) qu'à l'ouest (taille moyenne des parcelles : $3,4 \pm 4,6$ ha, maximum dans la zone étudiée : 71.2ha).

La dernière divergence entre les deux secteurs concerne le type du sol. Globalement, le sol du secteur ouest est plus uniforme d'une parcelle à l'autre et plutôt à dominante argilo-calcaire. Le sol à l'est (dans le Tarn) présentait une grande hétérogénéité d'une parcelle à l'autre, avec quelques parcelles très calcaires, certaines très limoneuses, etc. Globalement, les analyses de sol (cf. §3.1.5) ont montré que la quantité d'argile était significativement plus faible à l'est qu'à l'ouest ($25,6 \pm 12,3$ % contre $32,8 \pm 6,4$ % ; $t = -2,59$, $p - value = 0,014$).

Le climat est sub-atlantique avec des influences à la fois montagnardes et méditerranéennes résultant en des étés chauds et des hivers froids.

Les fermes ont été choisies pour représenter la diversité des situations de production de la région. Lors de la sélection, nous avons ainsi considéré : le travail du sol (du labour systématique au semis

direct permanent), l'utilisation de cultures de couverture, l'utilisation des pesticides (y compris les fermes en AB, cf. Table I.3.1) et l'hétérogénéité du paysage.

L'étude portait essentiellement sur des exploitations en grandes cultures. Cependant, la moitié des fermes sélectionnées avait aussi une production animale.

3.1.3 Enquêtes et indicateurs agro-environnementaux

Le but des indicateurs que nous avons mis en place est globalement d'évaluer le niveau d'intensification des pratiques (parcelles/exploitations) des agriculteurs du réseau SERACC, cela à deux échelles, (i) celle de l'exploitation, afin de caractériser les exploitations sur un plan agro-environnemental, pour pouvoir ensuite les comparer entre elles ; (ii) celle de la parcelle, afin de caractériser le détail des pratiques agricoles de l'itinéraire technique pour établir le lien avec les services écosystémiques mesurés. Cette caractérisation s'est basée sur l'étude de plusieurs thématiques pour lesquelles plusieurs indicateurs ont été élaborés : les pratiques agricoles *stricto sensu*, la diversité, l'aménagement du paysage et la durabilité sociale. L'aspect économique a été écarté de l'étude.

L'étude des pratiques à ces deux échelles a nécessité la mise en place d'indicateurs, issus de différentes méthodes de calculs ou diagnostics agro-environnementaux. Ces derniers doivent ainsi rendre compte de la valeur agro-environnementale des activités agricoles aux différentes échelles d'analyse ou aux différents niveaux d'organisation. Ces variables indicatrices ne disposent pas dans leur construction de valeurs de référence : la seule lecture se fait selon le principe "plus la valeur est forte, plus la performance l'est également" (Zahm 2013) et ont ici un objectif comparatif entre les parcelles du réseau.

Un large panel de méthodes permet de réaliser un diagnostic agro-environnemental, recensant une grande diversité d'indicateurs. Il existe cependant un consensus (Zahm 2013) :

- il n'y a pas d'ensemble unique d'indicateurs ; la pertinence du cadre conceptuel des indicateurs dépend de l'usage que l'on veut en faire,
- les indicateurs ne sont qu'un outil parmi d'autres pour une mesure de la performance environnementale,
- les indicateurs doivent être interprétés dans leur contexte territorialisé.

Les informations nécessaires aux calculs des indicateurs d'exploitation ont été récoltées par la réalisation du diagnostic agro-environnemental DIALECTE¹. Nous avons sélectionné et complété les informations tirées de l'enquête et du diagnostic lui-même pour calculer notre propre jeu d'indicateurs. Notre choix s'est porté sur ce diagnostic pour sa simplicité, sa rapidité de mise en œuvre et surtout parce qu'il nous permettait d'offrir aux agriculteurs participants un premier retour sur les performances agro-environnementales de leur exploitation.

L'ensemble des indicateurs sélectionnés dans le cadre de cette thèse est répertorié dans le tableau I.3.2. Le détail des méthodes de calculs peut être trouvé en Annexes.

1. <http://dialecte.solagro.org/>

TABLE I.3.2 – Liste des indicateurs de pratiques, mesurés à l'échelle de l'exploitation et à l'échelle de la parcelle d'étude

Indicateurs pratiques Parcelle	CEN	Energie consommée (sur la parcelle d'étude)
	EP	Energie produite (sur la parcelle d'étude)
	EEN	Efficienc e énergétique (sur la parcelle d'étude)
	PFCUM	Profondeur de travail cumulé (sur la parcelle d'étude)
	NBOP	Nombre d'opérations culturales (sur la parcelle d'étude)
	CI	Type d'interculture précédent l'essai (sur la parcelle d'étude)
	IFTT	Indice Fréquence de Traitement Total (sur la parcelle d'étude)
	IFTH	Indice Fréquence de Traitement Herbicides (sur la parcelle d'étude)
	IFThH	Indice Fréquence de Traitement hors Herbicides (sur la parcelle d'étude)
	NminTOT	Quantité d'N minéral total apporté (sur la parcelle d'étude)
	MminMAX	Quantité max d'N minéral apporté en une fois (sur la parcelle d'étude)
	MorgTOT	Quantité d'N organique total apporté (sur la parcelle d'étude)
	Arret_Labour	Nombre d'années depuis l'arret du labour (jusqu'en 2014)
	Arret_Wsol	Nombre d'années depuis l'arret total du travail du sol (jusqu'en 2014)
	Arret_antiLim	Nombre d'années depuis l'arret de l'utilisation d'anti limaces (jusqu'en 2014)
	Indicateurs pratiques Exploitation	DFCA
DG		Diversité Génétique
DR		Durée Rotation
LEGUM		% de SAU en légumineuses
CI		% de SAU en cultures intermédiaires
DIVHSN		Diversité des Habitats Semi-Naturels
RIF		Raisonnement de la fertilisation
RIP		Raisonnement des intervention phytosanitaires
AB		% de la SAU en Agriculture Biologique
SD		% de la SAU en Semi-Direct Permanent
IMPL		Indicateur de l'implication sociale
WCOL		Indicateur du travail collectif
INTENSW		Indicateur de l'intensité du travail
QLV		Indicateur de la qualité de vie
Dialecte		Note globale de l'exploitation au diagnostique agroenvironnemental DIALECTE

Dans les prochains chapitres, selon le jeu de services étudiés, nous sélectionnerons certains indicateurs plutôt que d'autres. Par ailleurs, nous ferons par la suite la distinction entre les informations relatives à la situation de production (peu influencée par les décisions de l'agriculteur) et celles relatives à la gestion des cultures (impact direct des décisions des agriculteurs) tel que défini par Aubertot et Robin (2013). La situation de production incluant par ailleurs les conditions pédoclimatiques et paysagères de chaque exploitation.

3.1.4 Analyse du paysage

L'hétérogénéité du paysage a été qualifiée par l'évaluation rapide sur un rayon d'1.5 km autour de la parcelle étudiée de 6 types d'occupation du sol : les forêts, les terres cultivées (cultures ou prairies temporaires), les zones "improductives" (en friches ou en prairies naturelles), les surfaces artificialisées, les haies et les surfaces d'eau (lacs, étangs, rivières. . .).

Cette méthode simplifiée d'évaluation du paysage consiste en une simple appréciation visuelle du pourcentage de surface couverte par chaque catégorie d'occupation du sol sur photographies aériennes (©IGN - BD Ortho[®] édition 2014). Trois cercles concentriques de 500, 1000 et 1500m de rayon respectivement, sont représentés sur la photographie qui est analysée, rayon par rayon, à l'œil nu, sur écran ou sur impression. Cette méthode très rapide, permet de gagner énormément de temps par rapport à une digitalisation par Système d'Information Géographique (SIG) et peut être réalisée par un non spécialiste. Cependant, bien que très peu d'information ne soit perdu par rapport à une digitalisation SIG (Chabert et al, accepté par Landscape Research ; en Annexes), une des limites de cette méthode est la difficulté pour discerner les prairies (notamment temporaires) et les cultures. Nous avons donc pris le parti de considérer les prairies temporaires comme des espaces cultivés et les espaces dont la gestion était visiblement extensive (appréciable sur photographie : pas de ligne de semis ni de travail du sol, présence de buissons, arbres épars, etc.) comme habitats semis-naturels ("Friches").

3.1.5 Analyse de sols

Six carottes de sols de 30 cm de profondeur ont été collectées par parcelle et mélangées de façon homogène. Un aliquote d'environ 1 kg a ensuite été prélevé et envoyé en analyse dans un laboratoire spécialisé (Laboratoire Galys, Toulouse). La proportion de chaque classe granulométrique (5 fractions sans décarbonatation) a été mesurée ainsi que le pH et le taux de matières organiques.

3.2 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Sur chacune des 53 fermes, un champ (parfois deux, pour la seconde culture) allant de 0,5 à 1,5 ha, a été consacré à l'étude.

Deux cultures ont été choisies : le blé tendre d'hiver et la féverole. Pour obtenir une plus grande diversité des systèmes de culture, la culture étudiée devait être commune, facile à cultiver en AB et en AdC et d'intérêt économique. Le blé était de ce point de vue un très bon choix. Selon les

chiffres de l'Agreste (2011) le blé est la grande culture pour laquelle les implantations en semis direct ou en TCS sont les plus utilisées et le blé tendre est la culture la plus cultivée en France (41 % des surfaces en grandes cultures). La décision d'ajouter la féverole comme deuxième culture a eu beaucoup d'intérêts : il s'agit d'une culture dicotylédone, d'une légumineuse (intéressantes pour leur capacité à fixer l'azote atmosphérique par symbiose bactérienne) et d'une culture entomophile. De plus, cette culture gagne du terrain dans l'assolement français pour ses bienfaits dans une succession culturale diversifiée, notamment en agriculture de conservation.

Le projet étant d'étudier le comportement de parcelles selon la gestion du sol et des intrants, il était nécessaire d'avoir une grande diversité des situations de gestion. Cependant, il fallait également éviter dans la mesure du possible des effets confondants et donc standardiser tout ce qui pouvait l'être en amont même de l'étude.

Trois points nous ont paru essentiels :

- la variété et l'origine des semences a une influence forte sur les niveaux de rendement, sur le développement végétatif, sur la résistance aux maladies et aux conditions abiotiques, etc.
- les abords directs de la parcelle peuvent influencer significativement le potentiel de biodiversité fonctionnelle observée dans la parcelle d'étude.
- la conduite phytosanitaire (notamment insecticides et fongicides, les adventices n'étant pas abordées dans cette étude) bien qu'importante pour étudier l'effet du système dans son ensemble risque de camoufler les effets des autres pratiques.

Pour s'assurer la comparabilité des sites d'observation nous avons donc standardisé la semence utilisée ainsi que, dans la mesure du possible, la taille, la forme et les abords des parcelles d'étude.

Une seule variété pour chaque culture et des semences provenant de la même origine ont été offertes aux agriculteurs : la *Castel* a ainsi été choisie pour la féverole (don d'un agriculteur) et le *Bolonia* pour le blé la première année (offerte par notre partenaire Qualisol) et le *Solehio* la seconde année (offerte par notre partenaire Agro d'Oc). Les semences étant bien sûr non traitées et bénéficiant d'une dérogation bio pour essais. De plus, aucun agriculteur n'a réalisé de traitement de semence avant la mise en terre.

Pour obtenir une vue rapprochée de l'impact des pratiques, nous avons demandé aux agriculteurs de mener la culture de blé comme à leur habitude sur uniquement la moitié de leur champ, l'autre moitié étant conduite avec la même stratégie de travail du sol et de fertilisation, mais sans pesticides (insecticides, fongicides ou anti-limaces). Cette configuration permettant de mesurer simultanément les régulations potentielles (avant traitement) et résiduelles (après traitement) toutes choses égales par ailleurs.

TABLE I.3.3 – Liste du panel de services étudiés conjointement sur chacune des parcelles du réseau.

Services intrants	Fourniture de ressources	Sensibilité à l'érosion	Stabilité structurale des agrégats de surface du sol Capacité d'infiltration de l'eau
	Régulations	Contrôle des ravageurs	Régulation des pucerons (Prédation) Régulation des bruches (parasitisme) Régulation des limaces (potentiel de prédation)
		Pollinisation	Potentiel de pollinisation
Services produits...	...contribuant au revenu agricole	Production primaire	Rendements en blé Rendements en féverole
		Stabilité de la production	Qualité sanitaire du blé Qualité sanitaire de la féverole
	...hors revenu agricole	Conservation de la biodiversité	

Ainsi, la plupart des exploitants ont mis à disposition une parcelle d'1.5 ha que nous leur avons demandé de diviser en sous-parcelles de 0.5 ha et de répartir les cultures comme suit :

- 0.5 ha de féverole ne recevant aucun traitement fongique, insecticide ou molluscicide
- 0.5 ha de blé ne recevant aucun traitement fongique, insecticide ou molluscicide
- 0.5 ha de blé mené selon les habitudes de l'agriculteur

Pour diverses raisons (salissement des semences, contrainte trop forte pour certains agriculteurs), l'usage d'herbicides en cas de risque trop important de pertes a été accepté sur toute la surface d'essai. Les adventices n'étant pas suivies dans ce projet.

De même, certains agriculteurs ont refusé l'essai sur la féverole et seulement 40 des 53 exploitants ont implanté le demi hectare de féverole à côté de la parcelle de blé.

3.3 CONSTITUER UN PANEL DE SERVICES PERTINENT

Afin d'avoir un vue d'ensemble la plus large possible des services écosystémiques des agro-écosystèmes tout en restant réalistes d'un point de vue pratique, nous avons sélectionné un panel de services couvrant chacune des catégories du schéma présenté Fig. I.1.3, inspiré des travaux de Le Roux et al. (2008) et de Zhang et al. (2007). La majorité des services étudiés dans cette thèse sont présenté dans le tableau I.3.3. Du fait du grand nombre de données collectées sur les exploitations, d'autres mesures indirectes de services sont également valorisables mais je ne les présenterais pas ici. Vous trouverez dans la partie V, quelques exemples d'autres services.

Je tenais notamment à inclure dans nos mesures, des questions qui relèvent de préoccupations directes des agriculteurs. Nous avons ainsi immédiatement inclus dans l'étude des mesures concernant la qualité des sols, et notamment sa sensibilité à l'érosion ainsi que des mesures de rendements qui

semblaient totalement indispensables sur un tel réseau. Ensuite, nous tenions à nous intéresser au problème des limaces. Il s'agit en effet d'un groupe de ravageurs important pour de nombreuses cultures (notamment le colza, le tournesol et le blé) dont l'éradication ou l'évitement posent de nombreux soucis notamment dans des systèmes de cultures dans lesquels les pesticides sont interdits ou limités (agriculture biologique) et/ou le labour et le travail du sol réduits voire nuls (AdC).

De plus, du fait des importantes divergences que l'on peut observer d'un ravageur à un autre en termes de biocontrôle, j'ai choisi de subdiviser l'étude du contrôle des ravageurs en plusieurs cas d'études, en distinguant notamment les deux grands types de biocontrôle que sont la prédation et le parasitisme afin d'appréhender distinctement leurs niveaux d'expression dans les différents systèmes. Initialement, pour le cas des limaces, le contrôle par prédation devait être considéré *via* la prédation des œufs de gastéropodes par des généralistes, et le parasitisme *via* le dénombrement de nématodes spécialisés.

Ensuite, pour étudier plus largement les services de biocontrôle liés à une fraction de la biodiversité fonctionnelle du sol d'une part mais aussi aérienne d'autre part, nous avons sélectionné deux autres ravageurs en fonction des caractéristiques du service de contrôle associé. De nombreux travaux sur les services écosystémiques étudient le paysage comme élément explicatif des niveaux de services observés, mettant en avant l'impact différent que peut avoir le paysage selon la mobilité et/ou le niveau de spécialisation des organismes étudiés. Nous avons donc cherché à sélectionner des ravageurs dont les ennemis naturels sont variés, certains mobiles, d'autres localisés, certains spécialistes, d'autres généralistes. Pour cela nous avons sélectionné les pucerons des céréales pour leurs ennemis naturels mobiles et généralistes que sont les Diptères syrphidés (essentiellement l'espèce *Sphaerophoria scripta*) et la bruche de la féverole pour son parasitoïde mobile et spécialisé (*Triaspis thoracicus*, Hymenoptera). Le contrepoint non-mobile devant être représenté par les nématodes.

Malheureusement, nous n'avons pas réussi à mettre en œuvre les protocoles de prédation des œufs et de parasitisme par les nématodes et ces indicateurs ont dû être abandonnés (voir § II.2.3.3 et § VI.2.1).

De même, les services de régulations ne se limitent pas au contrôle des ravageurs et nous souhaitons inclure un second type de régulation, également basé sur des agents mobiles : la pollinisation. Néanmoins, là encore nos protocoles n'ont pu aboutir à des résultats exploitables. Le service de pollinisation, tout comme la régulation des limaces par ailleurs, sera tout de même approché par "son potentiel d'expression" *via* l'abondance en pollinisateurs (de même pour les limaces *via* l'abondance en prédateurs).

Enfin, une de nos hypothèses était que les systèmes de culture innovants pouvaient bénéficier à la biodiversité au-delà du compartiment sol. Aussi avons nous choisi le service environnemental de conservation de la biodiversité comme dernier élément de notre bouquet de service.

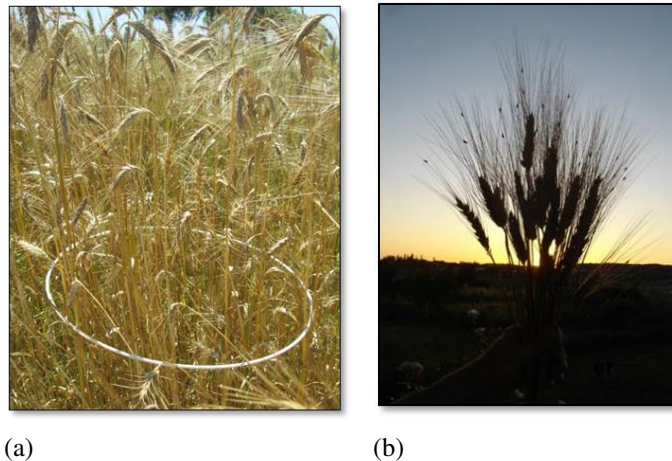


FIGURE I.3.2 – Comptage des pupes de *Sphaerophoria scripta*. (a) Échantillonnage du blé; (b) comptage des pupes fixées aux barbes des épis

3.4 PROTOCOLES NOMBREUX MAIS SIMPLES ET RAPIDES

Deux aspects nous ont conduit à multiplier les protocoles et la collecte de données : (i) le fait que cette étude est la première du genre et que la recherche souffre d'un manque de données de référence sur l'agriculture de conservation; et (ii) la question émergente des bouquets de services écosystémiques et la nécessité d'étudier différents services simultanément.

Mais multiplier les protocoles implique un coût élevé en travail et en temps, en particulier dans une étude à grande échelle comme celle-ci. Aussi les protocoles ont été conçus pour être à la fois faciles et rapides à mettre en œuvre sur le terrain, favorisant ainsi la collecte d'un grand nombre de données.

Pour cela, la première partie de mon travail de thèse a consisté en l'élaboration de protocoles simples et rapides à mettre en place sur le terrain, à partir de protocoles préexistants ou complètement nouveaux.

Je ne détaillerai pas les essais qui ont été fait pour choisir et améliorer les protocoles utilisés. Je présenterai ici uniquement les protocoles finaux qui ont pu être appliqués et ont donné des résultats exploitables.

3.4.1 Suivi des pucerons et de leur régulation

La régulation du puceron des épis (*Sitobion avenae*, Hemiptera, Aphididae) constitue notre exemple de régulation aérienne, par prédation. Nous nous sommes pour cela intéressés à la prédation par un unique prédateur, la larve de syrphe porte-plume (*Sphaerophoria scripta*, Diptera, Syrphidea). Le puceron des épis possède plusieurs prédateurs aériens et *S. scripta* n'est pas un prédateur spécialisé. Cependant, nous avons abordé la prédation du puceron au travers de cet relation proie-prédateur en ne s'intéressant pas aux interactions avec le reste de la communauté de prédateurs et de proies afin de garder un exemple simple, compréhensible et surtout facile à mettre en œuvre sur le terrain. En

effet, une étude sur tous les prédateurs potentiels aurait demandé l'utilisation de cages à exclusion, protocole bien trop lourd pour être mis en œuvre sur l'ensemble de notre réseau et en parallèle des autres mesures.

Nous avons opté pour cette relation *S. avenae* - *S. scripta* du fait d'une particularité de la larve de *Sphaerophoria scripta*. En effet, la larve de ce syrphe a la particularité de monter à l'apex de la plante sur laquelle elle se trouve pour effectuer sa métamorphose. Ainsi, l'exuvie de sa puppe est facilement repérable, en particulier sur une céréale dont les épis présentent des barbes assez longues (Fig. I.3.2b). Les pupes de syrphes sont alors facilement dénombrables.

Cette technique de recensement des syrphes est d'autant plus intéressante que contrairement à des captures par pièges d'interception ou au filet ou encore des comptages au vol, on mesure ici plus précisément le nombre de larves qui se sont développées sur les colonies de pucerons et non pas seulement les individus qui ont pu survoler la parcelle sans s'y arrêter.

Les populations de pucerons et de syrphes ont été échantillonnées séparément. Nous avons surveillé les parcelles et échantillonné les pucerons au moment du pic de croissance de la population. Nous avons alors considéré que la prédation par *S. scripta* n'avait pas encore ou peu commencé (début de la période d'émergence de cette espèce ; Speight et al. 2015), et qu'il s'agissait de la population avant régulation. Les syrphes quant à eux ont été dénombrés le plus tard possible, juste avant la récolte, s'assurant ainsi que les larves aient toutes réalisé leur métamorphose.

Le pic de population des pucerons a eu lieu à la floraison du blé et nous avons échantillonné entre le 3 et le 6 juin 2015. Nous avons échantillonné trente épis de blé prélevés aléatoirement sur toute la parcelle en évitant les 10 m de bordure. Les épis ont été soigneusement coupés à leur base et immédiatement placés dans un pot hermétique. Les pucerons ont ensuite été comptés au laboratoire où chaque épis a été secoué et soigneusement brossé avec un pinceau pour faire tomber les pucerons sur une grille de comptage en plastique.

Les pupes de syrphes ont été comptées à la maturité physiologique du blé entre le 29 juin et le 3 juillet 2015, en parallèle des prélèvements nécessaires pour l'estimation des rendements (cf. § 3.4.4). Pour cela, vingt échantillons de blés ont été prélevés au moyen d'un cercle d'échantillonnage de 19.25cm de diamètre (Fig. I.3.2a). Tous les épis ont été soigneusement coupés sur toute la surface du cercle et observés sur un fond de couleur claire pour augmenter le contraste et dénombrer les pupes de syrphes présentes.

Les densités de pucerons et de syrphes ont ensuite été rapportées en densité par mètre carré.

3.4.2 Suivi des bruches et de leur régulation

La régulation de la bruche de la fève (*Bruchus rufimanus*, Coleoptera, Chrysomelidae) constitue notre exemple de régulation aérienne, par parasitisme. Nous nous sommes intéressés à sa régulation par le parasitoïde spécialisé *Triaspis thoracicus* (Hymenoptera, Braconidea).

Nous avons également choisi ce protocole pour sa facilité. Il ne nécessite en effet pas d'expertise entomologique et la partie la plus chronophage se réalise en hiver quand le travail de terrain et de laboratoire est le moins important.

La bruche se développe à l'intérieur des graines de fèves. Les individus précoces peuvent émerger avant la récolte mais la plupart resteront dans la graine et ne la quitteront que plus tard, dans les lieux de stockage, voire au printemps suivant. Une graine parasitée présente une cavité importante, la dépréciant et faisant chuter son poids. Dans le cas de la féverole, les graines sont en général à destination de la consommation animale et sont donc tout de même commercialisables. Néanmoins, ces bruches sont également ravageurs de la Fève, du Pois ou du Haricot et rendent les graines impropres à la consommation. De plus, l'infestation de graines par les bruches diminue le taux de germination et engendre un risque de re-colonisation l'année suivante.

Nous avons collecté les graines de féverole à la maturité de la culture, juste avant la récolte. Ces prélèvements ont également servi à l'estimation du potentiel de rendement. Nous avons échantillonné 20 tiges de féverole prélevées aléatoirement dans la parcelle en évitant les 10 m proches de la bordure. Chacune de ces tiges ont été égrainées manuellement et les graines immédiatement placées dans des bouteilles de plastique servant de cage à émergence. Il s'agit de simples bouteilles d'1L, d'environ 30cm de haut et en plastique opaque, percées de 8 trous de 3cm de diamètre et fermées par un grillage avec une maille de 0.5mm. Les bouteilles ont été stockées pendant 5 mois en extérieur à l'abri du soleil, des vents violents et de la pluie. Les grains ont ensuite été sortis et comptés. Les bruches laissent à leur sortie un orifice bien rond et nettement plus large que leur parasitoïde. Il n'était donc pas nécessaire de compter les insectes qui ont émergés des graines (ce qui implique un risque d'évasion) mais un simple dénombrement du nombre de "gros" et de "petits" trous nous a permis de déterminer le nombre de bruches et de parasitoïdes présents dans l'échantillon. De plus, observer les grains plutôt que les insectes permet de ne pas rater les insectes n'ayant pas encore émergé, leur orifice de sortie étant déjà bien visible juste sous la surface de la graine.

Nous avons ainsi pu calculer le taux de parasitisme des graines par les bruches et celui des bruches par les parasitoïdes.

3.4.3 Suivi des limaces et de leur régulation

La régulation des limaces constitue notre exemple de biocontrôle généraliste. Les limaces sont des ravageurs particulièrement polyphages, s'attaquant aussi bien aux grandes cultures (oléoprotéagineux, céréales ou légumineuses) et aux cultures maraichères qu'aux productions ornementales. Les limaces s'attaquent préférentiellement aux graines en germination et aux plantules pouvant engendrer de très grosses pertes par échec de levée. Elles s'en prennent également aux organes aériens rendant certains fruits et légumes difficilement commercialisables et peuvent aussi causer de gros dégâts sur les organes de réserves souterrain comme les pommes de terre et les betteraves, les rendant également invendables.



(a) (b) (c)
 FIGURE I.3.3 – Illustrations du protocole de suivi des limaces et des prédateurs généralistes du sol. (a) Piège à limaces distribué par De Sangosse; (b) quadrat de comptage des limaces sur les tas de sons; (c) piège fausse pour la capture des prédateurs

L'espèce ravageuse la plus abondante en France et en Europe est la limace grise *Deroceras reticulatum* de la famille des Agriolimacidae. Après elle se trouvent diverses espèces du genre *Arion* de la famille des Arionidae, notamment la limace dite "limace noire", *Arion hortensis*.

Le protocole que nous avons utilisé pour le suivi des limaces repose sur une technique non-capturante et non-létale au moyen d'un appât alimentaire. Les limaces étant particulièrement sensibles à la dessiccation, l'essentiel de leur activité de prise alimentaire se déroule de nuit. Nous avons utilisé ce fait en mettant au point un protocole permettant de dénombrer les limaces en pleine activité de prise alimentaire, plutôt que de dénombrer des individus par un protocole de capture exhaustive (de toute façon trop contraignant pour notre étude) ou basé sur des captures "sous pièges" comme ceux proposés par Bayer ou De Sangosse (Fig. I.3.3a), qui ne se concentrent pas sur l'activité des limaces mais sur leurs préférences en termes d'abri (et présentaient également des contraintes de protocole importantes).

Les limaces ont été dénombrées en trois points dans la parcelle. Afin de faciliter le repérage des points d'observation de nuit, les trois points sont placés le long d'un transect (balisé par des jalons) traversant la parcelle. Les points sont placés à plus de 15m de la bordure et des uns des autres. L'appât est posé à même le sol et est constitué d'environ 30 cl de son de blé bio, posé au sol en tas et légèrement étalé pour former un rond d'une petite vingtaine de centimètres de diamètre. Les tas de son sont déposés de jour et laissés au sol une nuit et un jour. Ils sont visités la nuit suivante, entre 22h30 et 4h00, au pic de l'activité des limaces (Fig. I.3.3b). Sur chaque tas de son, les limaces sont comptées et classées par taxa. De fait de la difficulté d'identifier les limaces à l'espèce (différences souvent basées sur les genitalia) nous avons considéré les groupes taxonomiques suivants : *Deroceras sp.* (du fait de la prépondérance de *D. reticulatum*, nous avons par la suite considéré qu'il s'agissait de cette espèce), *Lehmmania valentiana*, *Milax gagates*, *Limax maximus*, *Arion gr. ater*, *Arion gr. fasciatus*, *Arion gr. subfuscus* et *Arion gr. hortensis*.

Afin d'étudier la régulation de ces ravageurs de la manière la plus directe possible, nous avons testé différents protocoles sur la prédation généraliste mais également sur le parasitisme par des

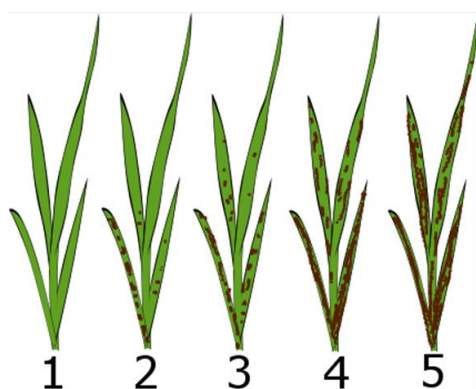
nématodes ou des diptères. Malheureusement, en raison de diverses limitations techniques, ces protocoles n'ont pas aboutis et ne seront pas présentés ici. Afin de tout de même avoir un indicateur du potentiel de prédation des limaces, nous avons opté pour un dénombrement plus classique des prédateurs généralistes du sol au moyen de pièges type Barber. Nous avons utilisé des pièges en forme de cône, long de 14cm avec une ouverture de 6cm de diamètre, plus faciles à enterrer que les pots cylindriques habituellement utilisés (Fig. I.3.3c). Les pièges ont été enterrés de sorte que leur ouverture soit à la limite de la surface du sol, en s'assurant que le rebord ne présente pas d'espace ou de surélévation qui limiterait le passage des insectes. Afin de limiter les risques de fuites et améliorer la conservation des insectes, les cônes ont été remplis à moitié d'eau savonneuse salée. Les pièges ont été placés en même temps que les tas de son, également au nombre de trois par parcelle et placés à environ 5m d'un tas de son. Ils ont été relevés en même temps que les dénombrements de limaces la nuit suivante et les insectes ont immédiatement été placés dans un flacon identifié contenant de l'alcool à 70% (vol./vol.). Les prédateurs ont ensuite été triés et comptés au laboratoire. Nous avons retenu trois groupes taxonomiques : les carabes (Coleoptera, Carabidae), les araignées (Araneae) et les staphylins (Coleoptera, Staphylinidae).

Comme l'étude des limaces présentait un intérêt particulier du fait qu'il s'agisse d'un ravageur problématique autant pour l'agriculture biologique que pour l'AdC, nous avons répété la mesure plusieurs fois pendant le projet. Les limaces étant particulièrement problématiques à la levée, nous avons effectué nos mesures en automne-début d'hiver, peu de temps après le semis, pour la première et la seconde année de l'étude. Nous avons également fait des mesures à la reprise d'activité mi-avril la première année. Nous avons ajouté à cela un dernier relevé un mois tout juste après le relevé d'automne de la seconde année, du fait de la particularité des mois d'octobre et de novembre 2015 qui ont été très doux et très secs, et donc très défavorables aux limaces.

3.4.4 Suivi des performances de production

Les prélèvements pour l'évaluation des rendements du blé et de la féverole ont été effectués en même temps que ceux pour la régulation des syrphes et des bruches respectivement, c-à-d juste avant la récolte, à la maturité de la culture. Les méthodes de prélèvement sont détaillées dans les paragraphes précédents (§ 3.4.1 et § 3.4.2 resp.). Les épis de blés récoltés ont été battus au moyen d'une batteuse à bottillons à mailles carrées (10 mm) et le tri des graines a été terminé à la colonne de séparation densimétrique (type INRA 240, société SRC). Les graines de féveroles ont quant à elles été entièrement séparées des gousses à la main.

Les échantillons ont ensuite été séchés à 80°C pendant 48 h puis pesés immédiatement à la sortie de l'étuve (poids à 0% d'humidité). Pour le blé, un sous échantillon a été pesé et le nombre de grains déterminé au compteur à grains afin de calculer le PMG (Poids de Mille Grains). Pour la féverole, le nombre de grains était déjà connu et a également permis de calculer un poids moyen. Les rendements ont ensuite été ramenés à l'hectare. Pour la féverole, les grains ayant été prélevés sur un nombre de plants et non sur une surface donnée, nous avons évalué la densité de plants/m² en comptant le



Classe 1 : toutes les feuilles F1 à F3 de tous les talles, saines.

Classe 2 : F1 saine, F2 avec au maximum 1% de sa surface attaquée, F3 et F4 avec quelques taches de maladies (F4 peut ne plus avoir de surface verte mais n'est pas encore desséchée).

Classe 3 : F1 avec au maximum 1% de sa surface attaquée et F2 avec plus de 1% de sa surface attaquée.

Classe 4 : F1 atteinte sur moins d'1/3 de sa surface.

Classe 5 : F1 atteinte sur 1/3 ou plus de sa surface.

	Feuille 1	Feuille 2	Feuille 3	Feuille 4
Classe 1	-	-	-	-
Classe 2	-	< 1 %	taches	taches
Classe 3	< 1%	> 1%	taches	taches
Classe 4	< 33 %	taches	taches	100%
Classe 5	> 33 %	taches	taches	100%

FIGURE I.3.4 – Échelle de classes pour l'évaluation du niveau d'infestation du blé en maladies cryptogamiques

nombre de plants et de tiges par plants sur un quadrat d'un mètre de côté à trois endroits choisis aléatoirement dans chaque parcelle.

3.4.5 Suivi des maladies cryptogamiques

Parmi les services de production, la stabilité des niveaux de production est aussi importante que les rendements eux-mêmes. Notre étude n'a été menée que sur deux ans, et une seule année est présentée ici pour l'essentiel des services. Nous n'avons donc pas de moyen direct d'apprécier la stabilité des rendements dans le temps. En revanche, cette stabilité dépend d'un certain nombre de paramètres dont les risques encourus par la culture, en termes de bioagresseurs par exemple (on pourrait aussi mettre ici la résilience au stress hydrique. . .).

Nous avons pour cela évalué la qualité sanitaire de chacune des deux cultures étudiées en terme d'infestation par des maladies cryptogamiques (principalement Septoriose, Fusariose et Rouille brune pour le blé; Anthracnose et Botrytis pour la féverole).

Toujours par soucis de rapidité, le niveau d'infestation a été évalué par une méthode empirique, basée sur les techniques employées au sein des coopératives agricoles et par les assurances. Celle-ci consiste à attribuer à la parcelle une "note moyenne" après l'avoir parcouru le plus exhaustivement possible en regardant attentivement les feuilles. Un système de classes permet ensuite d'attribuer la note en fonction du niveau d'infestation le plus représenté dans la parcelle.

L'échelle des classes pour le blé est présenté figure I.3.4. Une échelle similaire a été employée pour l'évaluation de la féverole.

Cette note est unique par parcelle et représente le niveau de maladie *tous pathogènes confondus*. Plus à titre informatif, la proportion d'attaque de chaque maladie a tout de même été évaluée en indiquant le pourcentage à *vue de nez* d'infestation du champ par chaque agent pathogène.

En plus des pathogènes, le risque ravageurs peut également être considéré comme un indicateur

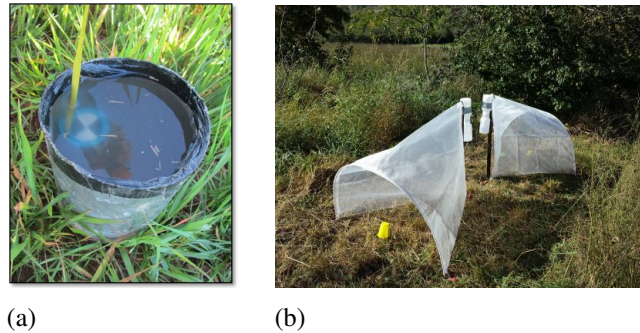


FIGURE I.3.5 – (a) Mesure de la turbidité au moyen d'un disque de Secchi; (b) Binôme de pièges cornet en bordure de parcelle.

de la stabilité de la production. Dans la partie V, je traiterai effectivement la pression en ravageurs (ou plutôt l'absence de pression) comme un service produit. Les protocoles d'évaluation de la pression en ravageurs étant ceux présentés précédemment pour l'évaluation de leurs régulations.

3.4.6 Suivi de la sensibilité des sols à l'érosion

Nous avons mis l'accent sur la sensibilité du sol à l'érosion en tant que services de soutien de la production végétale. La sensibilité du sol (ou érodibilité) a été évaluée au travers de deux paramètres : la stabilité structurale des agrégats à la surface du sol et la capacité d'infiltration d'eau.

Nous avons pour cela mesuré la vitesse d'infiltration de l'eau en chronométrant l'absorption de 125 cl d'eau versée rapidement dans un cylindre métallique de 7 cm de rayon enfoncé à environ 3cm dans le sol. Ces mesures ont été effectuées en avril 2016 et pour assurer qu'elles soient réalisées à une hygrométrie similaire pour toutes les parcelles, nous avons préalablement versé une première quantité d'eau (125 cl) avant de réaliser la mesure.

La stabilité structurale a été évaluée simultanément en se servant de l'intervalle de temps entre le versement de l'eau et son absorption totale. Nous avons plongé dans le cylindre un disque de Secchi (Fig. I.3.5a) permettant d'estimer la turbidité de l'eau en mesurant la hauteur d'eau claire (c-à-d la profondeur d'eau à laquelle le disque est encore entièrement visible). C'est la première fois qu'un tel protocole est employé afin d'estimer la stabilité des agrégats de surface. L'idée est venue de l'observation de la grande hétérogénéité de limpidité de l'eau pendant la mesure d'infiltration lors de nos mesures préparatoires en 2015. Notre protocole de mesure de la vitesse d'infiltration en surface est en conditions "très violente" (grosse quantité d'eau versée brutalement) qui engendre un fort risque d'arrachement des particules de sol. La mesure de la turbidité au moyen d'un disque de Secchi est très utilisée en écologie aquatique et présente dans le cadre de notre protocole le très gros avantage par rapport aux méthodes classiquement utilisées d'être rapide et de pouvoir être appliquée sur le terrain.

3.4.7 Suivi de biodiversité

La conservation de la biodiversité a été évaluée par la diversité d'insectes capturés aux abords de la parcelle. Pour cela nous avons utilisé des "pièges cornet" (Sarhou 2009; Fig. I.3.5b). Il s'agit de pièges d'interception inspirés du piège Malaise mais de plus petite taille de sorte à piéger moins d'insectes et être plus résistants au vent. Ces pièges étaient en cela particulièrement adaptés à notre étude et ont pu être laissés deux ans aux bords des parcelles sans qu'ils soient trop abîmés par le vent et les intempéries (les dégâts principaux furent plutôt dus aux animaux sauvages). La capacité de capture des tentes Malaise était bien trop grande pour une étude comme celle-ci où 106 tentes auraient dû être posées. Les pièges cornet capturent moins d'insectes par unité de temps et permettent donc de capturer les insectes sur une plus longue période sans surcharger le travail de tri. Par ailleurs, ces pièges sont unidirectionnels et permettent plus de souplesse sur l'orientation des piégeage. Quatre pièges ont été posés en deux paires tête-bêche (pour capturer dans les deux sens dans les corridors naturels) sur les bords de chaque champ de blé. Autant que possible, les quatre pièges ont été positionnés afin de capturer chacune des quatre directions cardinales. Les captures ont été effectuées du 13 septembre au 4 novembre 2014 et du 27 avril au 3 juillet 2015.

Du fait du très grand nombre d'échantillons (2x 212), nous avons simplifié le tri et l'identification taxonomique des insectes piégés.

Tout d'abord, nous n'avons pas mesuré l'abondance mais plutôt la biomasse totale en pesant la totalité de l'échantillon après égouttage. Seuls les syrphes (Diptera, Syrphidae) ont été identifiés à l'espèce et les abeilles (Hymenoptera, Apiforme) ont été mises de côté pour identification ultérieure. Les papillons de jour (Lepidoptera, Rhopalocera) étant le 3^{me} principal groupe d'insectes pollinisateurs, nous avons déterminé le nombre de morpho-espèces (unités taxonomiques identifiables par des non-spécialistes discriminées exclusivement par des critères morphologiques facilement identifiables). Le nombre précis d'individus n'a été déterminé que pour les syrphes, les apiformes, les Rhopalocères mais également les coccinelles (Coleoptera, Coccinellidae), les chrysopes (Neuroptera, Chrysopidae) et les staphylins (Coleoptera, Staphylinidae). Pour tous les autres groupes (en général défini au niveau de l'ordre, dans certains cas du sous-ordre), une classe d'effectifs a été attribuée mais le comptage précis n'a pas été réalisé. Nous avons établis trois niveau d'effectifs : moins de 10 ; entre 10 et 100 ; et plus de 100 individus.

Le tri et l'identification des insectes ont en partie été réalisés au laboratoire mais du fait du grand nombre d'échantillons, une grande partie de ce travail a été sous-traitée au bureau d'étude *Syrphys Agro-Environnement*, partenaire de l'étude, qui a par ailleurs fourni les pièges.

Au moment de la rédaction de ce mémoire, seuls les prélèvements de 2014 ont été triés et identifiés. Les données du piégeage de printemps ne seront donc pas traitées dans cette thèse.

II

**Les services écosystémiques intrants : intensité
d'expression en agricultures de conservation,
biologique et conventionnelle**

INTRODUCTION DE LA PARTIE

Comme je l'ai évoqué dans la partie introductive, les SE en interaction avec les agroécosystèmes peuvent être classés dans deux catégories, intrants et produits, selon qu'ils interviennent en amont ou en sortie du système.

Cette première partie de résultats aborde donc quelques uns des SE intrants à savoir : trois formes de régulation biologique de bioagresseurs et un service de fourniture de ressource en relation avec la qualité du sol. Ces quatre services sont classés dans la catégorie "services de régulation et de maintenance" par le CICES v4.3. Je traiterai ici de façon indépendante les différentes mesures de services et leur réponse à la diversité des situations de production (contexte paysager, sol, type de production) et facteurs relatifs à la gestion de la parcelle d'étude (traitements phytosanitaires, travail du sol, rotation, fertilisation).

Trois services de régulations ont été choisis afin d'aborder assez largement la question des régulations biologiques et surtout mettre en évidence les différences marquantes entre organismes étudiés. Le terme recouvre en effet un très large champs d'applications. La régulation biologique peut être définie comme "*The action of parasites, predation or pathogens in maintaining another organism's population density at a lower average than would occur in their absence.*" (DeBach, 1964). Ici, nous n'aborderons pas les phénomènes de régulation des maladies. Cette question sera légèrement abordée plus tard, dans le cadre de l'évaluation de la qualité sanitaire de la production. Aussi ai-je fait le choix de mettre la question des maladies dans la partie traitant de SE produits. Cependant, même en ne se bornant qu'aux régulations de ravageurs, différentes formes d'interactions biologiques sont possibles et dans différents compartiments de l'écosystème. Il me semblait donc intéressant d'inclure dans cette étude un exemple d'interaction faisant intervenir des agents de régulation spécialisés, un exemple faisant intervenir des agents généralistes et traiter à la fois un exemple de régulation par prédation et un exemple par parasitisme.

Deux cas d'étude de régulations aériennes et spécialisées sont donc présentés ici. La régulation des pucerons des épis sur le blé (*Sitobion avenae*, Hemiptera, Aphididae) par un de ses ennemi naturel le syrphe "porte-plume" (*Sphaerophoria scripta*, Diptera, Syrphidae) sera abordée en détail dans un premier chapitre et constitue l'exemple de prédation. Dans un second temps, la régulation de la bruche de la féverole (*Bruchus rufimanus*, Coleoptera, Chrysomelidae) par un Hyménoptère parasitoïde (*Triaspis thoracicus*, Hymenoptera, Braconidea) sera rapidement évoquée dans un second chapitre comme cas d'étude du parasitisme.

Cette seconde moitié de partie traitera également d'une forme de régulation généraliste : la régulation des limaces par les prédateurs du sol.

Les SE intrants ne se limitant pas aux régulations biologiques, l'érosibilité du sol à travers la stabilité structurale des agrégats et l'infiltrabilité de l'eau sera également rapidement abordée.

LA RÉGULATION DU PUCERON DES ÉPIS :
EFFET PRÉDOMINANT DES PRATIQUES
AGRICOLES PAR RAPPORT AU CONTEXTE
PAYSAGER



When Detailed Crop Management Practices Compete with Local and Regional Landscape Heterogeneity: Un-Nested Hierarchy in Aphid Abundance and their Biological Control.

Chabert Ariane¹, Sarthou Jean-Pierre^{1,2}

¹INRA, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

²Université de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

Abstract

Aphidophagous natural enemies significantly contribute to lower yield losses due to aphids in cereals. Yet, this natural biocontrol is at threat and a finer comprehension of drivers of that ecosystem service is required to preserve it. Natural enemies are mostly responsive to habitat diversity in the surrounding landscape. However, their positive response to landscape heterogeneity does not necessarily translate into more efficient pest control. In this study, we investigated the joined effect of production situation (including landscape heterogeneity) and agricultural practices, particularly soil management, on an aerial natural biocontrol. Grain aphid populations and predation by a hoverfly species were assessed in fifty two wheat fields under plow, reduced-tillage or direct seeding systems, crossed with conventional or organic management in two close by localities. Only hoverfly population that actually preyed on aphids was studied by counting pupae shells on ears barbs. Crop management and production situation were studied as explicative of pest occurrence and natural biocontrol. Both integrated (e.g. tillage type or organic management) and specific (e.g. nitrogen fertilization, rotation length) variables were confronted. Our main finding was that none of the integrated variables were relevant to explain both aphid abundance and their biocontrol. Contrariwise, specific variables relative to management types were informative. Nitrogen fertilization drove the increase of aphid populations and hoverfly pupae were more numerous as the time since last plowing increased. Semi-natural habitats had a significant impact on both pest and its natural enemy but the very strong impact of the locality revealed by this study was interestingly unrelated to landscape composition. We thus showed that, if landscape drives the potential for regulation, crop management actually allows its expression and consequently its efficiency. Furthermore, too coarse crop management categorization covers up the impacts of individual practices. Finer description of cropping systems in forthcoming studies is thus needed.

Keywords: Conservation agriculture, no-tillage, plowing, predation rate, *Sphaerophoria scripta*, *Sitobion avenae*

1. Introduction

Aphids (Hemiptera: Aphididae) are considered one of the most important pests in cereal crops as they can cause considerable yield losses due to either direct (removal of essential plant nutrients via phloem-feeding) or indirect (plant disease transmission) damages (Dedryver et al., 2010). These crop pests can be attacked by generalist predators such as ground beetles (Carabidae), rove beetles (Staphylinidae) and spiders (Araneida), by specialist predators such as ladybirds (Coleoptera: Coccinellidae), lacewings (Neuroptera, Chrysopidae) and hoverflies (Diptera: Syrphidae), and by specialist parasitoid wasps (Hymenoptera, Aphidi-

idae) (Wratten and Powell, 1991). Today, management practices are well identified as major drivers of spatio-temporal dynamics of aphids (Dedryver et al., 2010), and landscape complexity has been shown to have a very variable influence, sometimes favoring (Al Hassan et al., 2013) or not (Caballero-Lopez et al., 2012) abundance and diversity of aphids. At the opposite and regarding their natural enemies, it is now widely acknowledged that their abundance and diversity in crop fields are highly dependent upon abundance of semi-natural habitats (SNH) in the vicinity of fields (Thies and Tschardtke, 1999; Veres et al., 2013; Woltz et al., 2012). Indeed, there is a positive relationship between

landscape heterogeneity and its richness in SNH, and the diversity/abundance of natural enemies (Veres et al., 2013; Chaplin-Kramer et al., 2011). Rarely, a higher abundance of (mainly generalist) predators is observed as arable land increases (Caballero-Lopez et al., 2012). Regarding the relationship between abundance/diversity of natural enemies and their impact on biological control, their positive response to landscape complexity does not necessarily translate into more efficient pest control (Chaplin-Kramer et al., 2011). However, Halaj and Wise (2001) as well as Letourneau et al. (2009) meta-analyses demonstrated that in most of the experiments, predators removal leads to increased densities of herbivorous insects and higher levels of plant damage, especially in agricultural systems as compared to natural ones. As to the role of management practices on natural enemies in crop fields, two main features are widely recognized today. First, insecticide and in a lesser extent fungicide applications on crops are detrimental to beneficial insects (Lavorel and Sarthou, 2008), which was the trigger and is still the basic line of both Integrated Pest Management and Conservation Biological Control principles, both of them aiming at enhancing the occurrence of natural enemies within crop fields (Ehler, 2006) and the biological control they provide against pests on crops (Howarth, 2000; Jonsson et al., 2008). Second, soil tillage intensity, especially plowing, has well documented negative effects on soil arthropods (Shearin et al., 2007), and has been used for centuries to control soil arthropod pests in crop fields. About beneficial soil arthropods, several studies have shown that diversity of carabids or spiders is greater in fields under minimum or zero-tillage than in fields under conventional tillage (Holland and Luff, 2000; Kosewska et al., 2014; Marti and Olson, 2007), and that large species suffer most from physical disturbances (Hatten et al., 2007). Conversely, very few research works dealt with the effects of soil tillage regime on aerial natural enemies. To our knowledge, only coccinellids (Marti and Olson, 2007) and Trichogrammatidae (Sharley et al., 2008) parasitoid wasps and, very recently, flying beetles, web spiders, larvae of hoverflies, ladybirds and lacewings (Tamburini et al., 2016), have been surveyed for such effects, revealing similar beneficial effects of no-tillage on these natural enemies. The general aim of the present study is to investigate the effects of both production situation (including landscape heterogeneity and soil texture) and agricultural practices (among which soil and plant protection management) on both a pest prey, the grain aphid *Sitobion avenae* (Fabricius) on winter wheat ears, and a specialist predator, the hoverfly *Sphaerophoria scripta* (L.) (Diptera: Syrphidae). This hoverfly is an aphid-

feeding predator at the larval stage (Speight et al., 2015) and the main natural enemy of aphids on wheat ears (Alignier et al., 2014). This predator species had never been used before to investigate the effects of both production situation and agricultural practices on its abundance in crops relatively to the one of aphids, and even never regarding the effects of soil tillage regime.

2. Material and methods

2.1. Study site

The study was carried out within a survey of biological regulations in crop fields under either tillage or no-tillage cropping systems, all managed under either conventional or organic regime. No-tillage systems partially or fully followed the rules of conservation agriculture. The survey was conducted in South-West of France and led from September 2014 to July 2015. Fifty two 0.5 ha wheat fields were surveyed, distributed along a 200 km long line from either side of Toulouse (from 43°N, 0°E to 44°N, 2°E, see Fig 1). Two distinct sectors (70 km long areas) can be identified, the west one with 28 fields, and the east one with 25 fields. Both characterized by an agricultural hilly landscape (200 to 400m of altitude) and dominated by crop fields and grasslands, patched with fragmented oak forests. Cultivated area differed between sectors with a more present and diverse animal husbandry in the east. This results to a lower presence of grassland in the west (6% and 14% of the studied area in permanent and temporary grassland respectively) than in the east (20% and 21% of the studied area). Winter cereals are equally grown in both sectors (30% of the studied area) but sunflowers are more present in the west (17%, against 5% in the east) and the east also differed with the presence of vineyards (2%) (RPG, 2012). Landscape is also a bit more fragmented in the east (fields average size: 2.5 ± 3.0 ha; maximum in the studied area: 38.4ha) than it is in the west (fields average size: 3.4 ± 4.6 ha; maximum in the studied area: 71.2ha). The climate is sub-Atlantic with both Mediterranean and mountain influences inducing hot summers and cool winters.

Fields were standardized for wheat cultivar (a bearded one, see below) and seeds origin. All other cultural practices were let to the farmer to decide and closely registered.

Data recorded did not require approval by an ethics committee. Consent of farmers was voted during 2013 Annual General Meeting of the two farmers

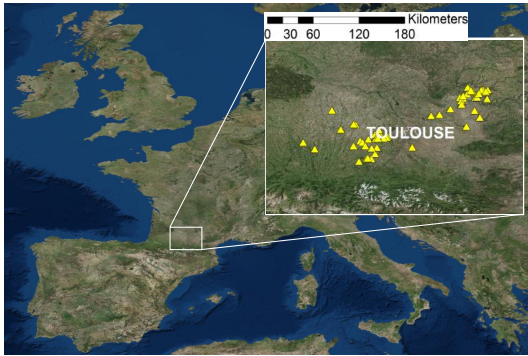


Figure 1: Localization map of the fifty two winter wheat fields.

associations mobilized for this study. Individual written approval was collected by mail in June 2016. This consent included free access to the allocated fields, samplings in this field and using recorded data in scientific publications. The consent also states the total anonymity of data which include fields' exact location. Thus, no identifying information was recorded and fields' location is not provided with data.

2.2. Sampling

Grain aphid (*Sitobion avenae*) and long hoverflies (*Sphaerophoria scripta*) populations were sampled separately at two distinct periods: during population growth peak for aphids and at wheat maturity for hoverflies.

Grain aphid population growth peak occurred at wheat flowering and we sampled between 3rd and 6th June 2015. Timing corresponded with the very beginning of egg laying by the long hoverflies. Thirty wheat ears were randomly sampled all over the field and cautiously stored in hermetic pots. Aphids were counted in lab where each ear was shaken and carefully brushed off of all aphids over a plastic counting grid.

Hoverflies pupae were counted just before harvesting between 29th June and 3rd July 2015, after aphid colonies decline and hoverflies metamorphosis. The method used to sample hoverflies relies on the particularity of *Sphaerophoria scripta* larvae to reach the beards of the ear to achieve their metamorphosis. They are thus easily counted in the field by sampling ears and looking for them on the beards over a clear background. Ears were this time sampled with a hoop of 19.25 cm radius. Twenty random sampling plots were cut on the

whole surface of the hoop and pupae were counted. We also noted from this sampling the average number of ears per square meter.

Both aphids and hoverflies counts were expressed as number of individuals per square meter.

A value of predation was deduced from aphids and hoverflies populations. *Sphaerophoria scripta* was estimated to prey over 150 aphids during its development (Ankersmit et al., 1986; Awadallah et al., 1980; Polak, 1980). We thus expressed a predation rate ratio based on this average value of aphid consumption by considering that each of the pupae indeed ate that amount of aphids. This potential predation rate was thus expressed as a percentage of aphids present on the wheat could have been eaten by hoverflies. We used such a proxy to have a more practical index to deal with in a study on natural biocontrol rather than a more classical index such as prey-predators ratio that are better adapted for ecological studies. We capped the value to 100%, but only two samples actually exhibit higher potential predation by hoverflies than the actual presence of aphids.

2.3. Cropping system survey

Information about tillage, chemical inputs, intercrop management and plant diversity were recorded in a standardize form given to farmers and completed by interviews if needed. Five soil samples were collected per field into an aliquot for granulometry and organic carbon content analysis in an approved laboratory (<http://www.galys-laboratoire.fr/>). Richness in semi-natural habitats (SNH) was first assessed on an aerial photograph then checked with the help of the farmer. We discerned two sets of variables: those related to crop and SNH management (direct impact of farmer's decisions) and those related to production situation (less manageable level: soil granulometry, soil organic carbon content, landscape heterogeneity see below). Thirteen variables were selected to describe cropping management (Table 1): cumulative depth of tillage, number of operations (regarding tillage, fertilizers, crop protection and harvest), time since the last plowing (years), time since the last tillage (years), treatment frequency index (TFI) and TFI associated to herbicides only, total amount of mineral nitrogen input, type of intercrop (bare soil, crop residues or cover crop), crop and genetic diversity expressed thanks to Shannon diversity index (O'Neill et al., 1988) calculated with number of crops and number of genotypes used within

rotation, and rotation length expressed as the mean number of crops within rotation. Two more integrated variables were used: tillage type (plowing, reduced tillage or direct seeding) and type of management (organic or conventional). We considered that a field was associated to a tillage type if the method was applied in this field for more than three consecutive years.

Eleven variables described the production situation. Four referred to the farm diversity: diversity of SNH and respective percentage of surfaces of legume crops, cover crops and fields under direct seeding. All of these parameters were calculated at the farm level and corresponding surfaces were identified with farmers from photographs of the CAP form. The index we used for SNH diversity is based on a Shannon index calculated from the surfaces of all SNH present at the farm level. Landscape heterogeneity was qualified through rapid assessment of land use type (Chabert et al., in press) on aerial photographs (©IGN - BD Ortho® - 2014 edition) and expressed as percentage of forests, cultivated (either crops or temporary grassland), wasteland (including natural grassland), artificialized surfaces, hedges and water surfaces (lakes, ponds, rivers...). Finally, a variable distinguishing western and eastern sectors was included. Indeed, given the bimodal repartitions of the counted aphids and hoverflies pupae, it was obvious that two distinct populations of aphids and hoverflies were associated to the two sectors (Fig 2).

2.4. Data analysis

The analysis followed three steps Puech et al. (2014): (i) studying practices with multifactor analysis (MFA), (ii) selecting important variables by means of conditional random forest and (iii) identifying the best describing statistical model to explain aphid population, hoverfly pupae abundance and predation rate through multimodel inference.

Most of the variables used to describe cropping management and production situation referred to similar features (e.g. input level, tillage intensity). MFA was thus preferred because it permits to regroup variables into weighted categories thereby limiting to attribute more importance to a set of variables relating on the same feature Escofier and Pagès (1994). Cropping management variables were subdivided into six categories. Four categories were used as such: tillage, inputs, intercrop and diversity. Both of the variables organic and tillage type were set as supplementary

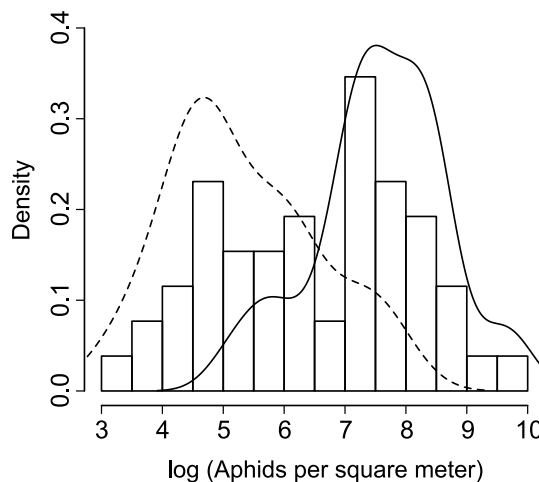


Figure 2: Histogram of log transformed aphids' countings exhibiting the bimodal distribution of aphids' abundance between the two sectors. Solid line is the density of the western subset and dashed line the eastern one.

categories so they did not participate to the construction of MFA dimensions but could be plot as explicative grouping. As to production situation, variables were classified into 3 categories: farm diversity and landscape as explicative groups and sector as supplementary.

Coordinates of the 52 plots along the first three axes of the MFA were used as synthetic descriptors of crop management and production situation.

Before building generalized linear model for each studied variable (aphids, hoverflies and potential predation rate), a subset of influential variables was selected through importance measurement using conditional random forest (cRF). Random forest is a recursive partitioning method able to detect complex interaction effects. It consists in a combination of decision trees which permit to achieve and improve prediction accuracy Breiman (2001) and can also be used to identify relevant variables. The predictive power of a variable in a forest can be assessed through variable importance measures and are often used for variable selection Strobl et al. (2008). Here, 1 000 trees were built per forest. Stability of the importance measurement for the highest ranked variable was checked over 10 forests built on 10 random seeds. Values reported in the results section are average over those 10 random forests. Following Strobl et al. Strobl et al. (2009), we set the absolute value of the importance of the lowest negatively ranked variable as the threshold over which

Category		Variable	Description
Pest		Aphid_Ab_sqm	Number of <i>Sitobion avenae</i> per square meter
Natural Enemies		Hoverfly_Ab_sqm	Number of <i>Sphaerophoria scripta</i> per square meter
		Hoverfly_pred	Percentage of <i>S. avenae</i> preyed by <i>S. scripta</i>
Crop management	Tillage	TDCUM	Cumulated depth of tillage operation
		NBOP	Number of field operations
		Last_plow	Time since last plow (years)
		Last_Tillage	Time since last tillage (years)
	Inputs	Tillage	Tillage type (Direct Seeding; Reduced Tillage; Plowing)
		TFI	Treatment frequency index
		TFI-H	Treatment frequency index for herbicides only
		NminTOT	Quantity of Nitrogen mineral fertilizer
	InterCrop Diversity	Organic	Organic or Conventional field
		IC	Inter-crop nature (Cover crop; Residuals; Bare soil)
		CropDiv	Diversity of crop families cultivated in rotation
		GenDiv	Genetic diversity at farm level
		Rotation	Mean rotation length at farm level (years)
Production situation	Farm context	Legum_surf	% of surfaces covered with legume crops at farm level
		IC_surf	% of surfaces covered with inter-crop at farm level
		SNHDiv	Diversity of Semi-Natural Habitats
		DS_surf	% of surfaces under direct seeding at farm level
	Sector	Sector	Sector east or west from Toulouse, France
	Landscape	For	% of forest within 1.5 km radius
		Cult	% of cultivated land within 1.5 km radius
		Waste	% of wasteland within 1.5 km radius
		Water	% of water surfaces within 1.5 km radius
		Hedg	% of hedges within 1.5 km radius
		Artif	% of artificialized land within 1.5 km radius

Table 1: Description of the variables used and categories set for the multifactorial analysis.

variable are considered important.

Selected variables were then checked for correlation and pairs of variables whose correlation was significant and above 0.7 were reduced to a single variable.

Multi model inference was then performed on generalized linear models (GLM) fitted from a full model with all the selected variables for aphids, hoverflies and potential predation rate (see Results section for detailed list of variables used in the full models). If MFA coordinates were selected with the cRF, they were studied in a distinct model because they are highly bound to all other variables. Furthermore, we observed significant differences from one sector to the other (see 3). It seems thus judicious to include in our set of tested models second-order interactions with sector for the variables selected during cRF for each sector subset.

Because aphids and hoverflies populations are counts data, one classical way to deal with them is to use a log link function with Poisson distribution. Yet, due to its rather small size our sample exhibited important overdispersion with this type of model which could not be handle by correcting the standard errors using a quasi-GLM model (Zuur et al. 2009, chap.9). Following Zuur et al. (2009) we thus rather chose a GLM with a log link function and negative binomial distribution, which indeed led to models without overdispersion. As to predation rate, the variable being proportional data, we used a Gaussian error distribution in GLM. Overdispersion did not occur for these models. We used corrected Akaike's information criterion (AICc) to compare models fitted with all subsets of variable combinations from the full model (Burnham and Anderson, 2002). Following Burnham and Anderson (2002), we considered models to be different if AICc difference (Δ_i) was greater than two. Proportions of observed variance explained by selected models were reported with the R^2 .

All statistical analysis were performed with R 3.2.3 software R Core Team (2015) and packages FactoMineR 1.32 Husson et al. (2016a), party Strobl et al. (2008); Hothorn et al. (2006); Strobl et al. (2007), lme4 Bates et al. (2015) and MuMIn 1.15.6 Barton (2016).

3. Results

3.1. Descriptive analysis of production situations and crop management practices

The first three dimensions of the MFA explained up to 43 % of the observed variance (respectively 18.22 %, 13.62 % and 11.31 %). The first dimension combined tillage and farm characteristics features, with, from negative to positive values, decreasing tillage intensity and increasing surfaces of cover crops and legumes (Fig. 3a.). The three groups of tillage management types were well separated along this first dimension: fields with plowing ranked the lowest, reduced tillage ranked medium and direct seeding get the highest positive values (Fig. 3b.).

The second dimension was mostly characterized by inputs levels, increasing with positive values and somehow opposed to the length of the rotation. The number of field operations, initially thought as a tillage indicator, was in the end better associated to the level of fertilizers and pesticides use (Fig. 3a.). Organic and conventional practices were well discriminated along this dimension, organic farms being ranked the lowest (Fig. 3b.).

The third dimension included better the production situation, opposing landscapes with dominating cultivated areas to those more diversified, including water surfaces, artificialized land or wasteland. Genetic and crop diversities were also quite represented by this dimension.

Western and eastern sectors did not exhibit a distinctive pattern in cropping system or in the studied landscape metrics and no grouping of fields from the same sector was observed through the MFA.

3.2. Selection of important variables on grain aphids and long hoverflies.

Sixteen variables were selected for their importance with conditional random forest (Table 2, complete results in supplementary materials). Seven were variables depicting crop management strategies: amount of nitrogen fertilizer, number of field operations, rotation length and time since the last tillage were selected as important variables for aphids, in the addition of crop diversity which was also important for predation rate. The use of cover crop and time since the last plowing were selected as influential on hoverflies.

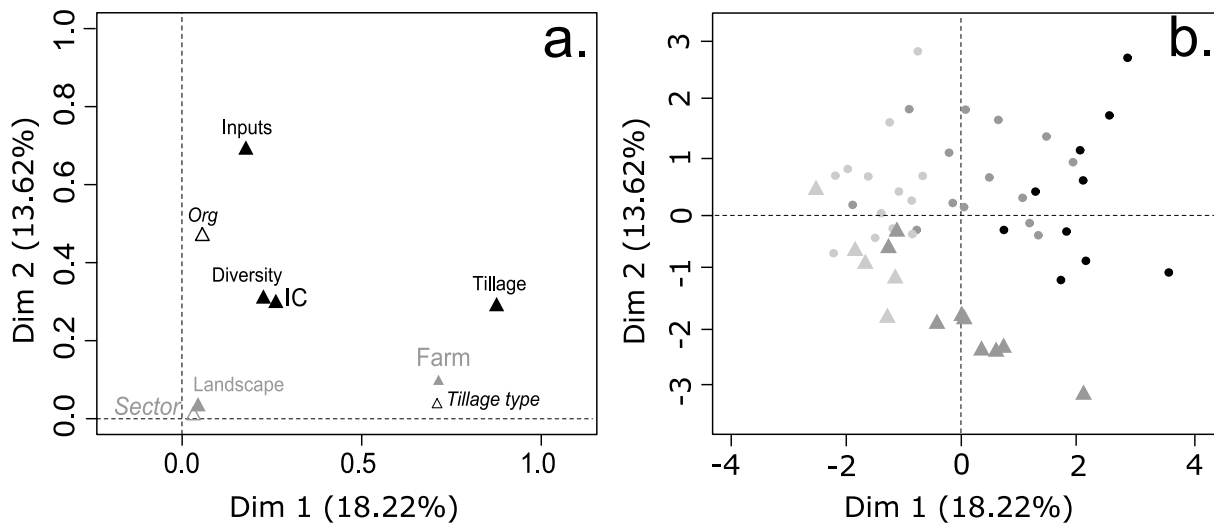


Figure 3: Variables and individuals representation on the two first dimensions of the MFA. (a.) Representation of variable groups, in black groups related to crop management, in gray to production situation. Groups symbolized with an empty triangle are supplementary and did not participate to dimension construction. (b.) Individuals factor map, Black points are fields managed with direct seeding, dark gray points are fields managed with reduced tillage and light gray are fields with plowing management. Fields under organic management are identified with triangles.

Seven variables relating to landscape or farm diversity were also selected: percentage of forest, cultivated area and wasteland were influential on aphid populations. Hoverflies were also influenced by the two latter and predation rate by forests and hedges. Percentages of cover crops and legume crops at farm level were also important variables for aphids, while diversity of SNH at farm level was important for both aphids and hoverflies.

For both hoverflies and the resulting predation rate, the abundance of aphids was one of the main factors.

For both aphid and hoverfly populations, the sector (eastern or western) was highly influential and most of the selected variables were only important in one of the two sectors. Tillage, rotation length and surfaces of legume crops and cover crops were mostly influential on eastern population of aphids while cultivated area and the number of field operations were only important in the west. For hoverflies, time since the last plowing and the amount of wasteland around the fields influenced the most the eastern population while the use of cover crops influenced the most the western one. As to predation rate, while the sector did not show up as an important variable, the selected variables still changed from one sector to the other. Percentage of hedges was an influential factor in the east, in addition to crop diversity, while percentage of forests around the fields

was selected specifically in the west.

When the two populations (eastern and western) were studied together, some variables that were separately selected in each sector did not reappear as important, but others showed up. Indeed, crop and SNH diversities plus percentage of forests for aphids, percentage of cultivated area plus SNH diversity for hoverflies, and percentage of wasteland for the predation rate, proved to be influential.

Coordinates on one of the dimensions of the MFA have never been selected when the two populations were mixed. The first dimension was selected as important variable for aphids in the east and the third dimension for hoverflies in the west and for predation rate in the east. Otherwise, no other integrated variable such as tillage type, organic management or the second dimension of the MFA ever showed up as important variable.

3.3. Effect of production situation and crop management variables on grain aphid and long hoverflies.

For populations of aphids, the best average model included percentage of forests and total amount of nitrogen inputs, respectively associated with a negative and positive coefficient. These two variables appeared in the four models that ranked the best based on AICc

Table 2: Variables selected by conditional random forest on aphids and hoverflies abundance and predation rate. Selection on the total dataset and on eastern and western subsets.

	Aphids			Hoverflies			Predation rate		
	total	west	east	total	west	east	total	west	east
Aphid_Ab_sqm	-	-		X	X	X	X	X	
TDCUM									
NBOP	X	X							
Last_Plow				X		X			
Last_Tillage			X						
Tillage									
TFI									
TFI.H									
NminTOT	X	X	X						
Organic									
IC					X				
CropDiv	X						X		
GenDiv									X
Rotation			X						
Legum_surf	X		X						
IC_surf			X						
SNHDiv	X			X					
DS_surf									
For	X						X	X	
Cult	X	X		X					
Waste	X	X	X			X			
Water									
Hedg									X
Artif									
Sector	X	-	-	X	-	-	-	-	-

and associated to explain variance ranging from 69% to 72% of the observed variance (R^2 , Table 3). In a lesser extent, the surface of legume crop on the farm also appeared in the best models (Table 4). Sector had significant interactions with percentage of cultivated area, surface of cover crops and number of field operations. Cover crops were associated to higher aphid populations in the eastern sector but not in the west one (Table 4). As to number of field operations, it had a neat positive effect on aphid population in the west but negative on the east.

For hoverflies, six models did not differ from the best model ($\Delta AICc < 2$), associated with relatively low explained variance ranging from 27% to 32% (Table 3). Time since last plowing was significantly associated to higher presence of long hoverflies on aphid colonies. Yet, significant differences occurred between sectors, the west exhibiting higher abundances of hoverflies. In a lesser extent, abundance of aphids also logically impacted the presence of hoverflies and interaction with the sector occurred, aphids being more present in the west (Fig 2). Sector also interacted with effect of time since last plow in the west and surfaces of wasteland had positive impact on hoverflies in the east but not in

the west.

Model selection was less definite for the potential predation rate of *S. scripta* on aphids. Eight models did not differ as best models and were associated to low variance explained, ranging from 6% to 22% of the observed variance. Crop diversity appeared in all of these eight models ($Imp = 1.0$, Table 4) and is associated to higher potential predation rate. Sector influence also occurred with slightly higher predation rate in the west and lesser effect of crop rotation (Table 4). Aphid abundance and surface of forest appeared in some of the best models.

None of the tested models containing farms coordinates on the three first dimensions of the MFA outranked the null model and could not be considered as informative.

Furthermore, generic variables such as organic vs. conventional management or direct seeding, reduced tillage vs. plowing, were never chosen in the most informative models.

4. Discussion

Regardless of the considered population, eastern or western, hoverflies were always and logically dependent on aphid abundance. Indeed, in this study countings of *Sphaerophoria scripta* pupae were not an estimate of its whole population in or around the fields, but a measurement of the part of its adult females that actually laid their eggs on aphid colonies in the studied fields. Hence, the abundance of aphids is one of the first factors that are expected to influence *S. scripta* pupae abundance. Very importantly, if this variable was indeed selected by the multi-model inference, it was not associated to a significant coefficient and crop management features proved to be more influential. Thus, variations observed on hoverflies abundance and their potential predation rate do not solely depend on aphids pressure.

Diversity of SNH at the farm level did not appear in any of the averaged best models neither for aphids nor for hoverflies. However, SNH are known for their positive influence on biodiversity because they offer alternative hosts or prey, pollen or nectar (Landis et al., 2000) and are overwintering habitats and refuge from disturbance (Pfiffner and Luka, 2000), allowing populations of beneficials to build-up and enhance their impact on pests (Landis et al., 2000). But in some

Table 3: Subset of the best ranking models tested for aphid and hoverfly populations and predation rate. Ranking is based on AICc, only models with $\Delta AICc < 2$ are shown.

	model	R^2	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
Aphids	{ For NminTOT Sector*Cult Sector*IC_surf }	0.72	-405.92	831.19	0.00	0.09
	{ For Sector*IC_surf Sector*NBOP }	0.70	-407.84	832.23	1.04	0.05
	{ For Legum_surf NminTOT Sector*Cult Sector*IC_surf }	0.73	-405.24	832.76	1.57	0.04
	{ NminTOT Sector*Cult Sector*IC_surf }	0.69	-408.19	832.93	1.74	0.04
Hoverflies	{ Last_plow Sector }	0.27	-167.38	343.62	0.00	0.16
	{ Last_plow Sector Sector*Last_plow }	0.29	-166.47	344.25	0.63	0.12
	{ Aphid Last_plow Sector }	0.29	-166.51	344.33	0.72	0.11
	{ Aphid Last_plow Sector Sector*Last_plow }	0.32	-165.35	344.57	0.96	0.10
	{ Aphid Last_plow Sector Sector*Aphid }	0.32	-165.60	345.06	1.45	0.08
	{ Sector Sector*Waste }	0.28	-166.97	345.24	1.63	0.07
Predation rate	{ CropDiv Sector Sector*CropDiv }	0.17	0.77	9.77	0.00	0.09
	{ Aphid CropDiv }	0.13	-0.50	9.86	0.09	0.08
	{ CropDiv For Sector Sector*CropDiv }	0.20	1.73	10.41	0.64	0.06
	{ Aphid CropDiv For }	0.16	0.44	10.43	0.66	0.06
	{ Aphid CropDiv Sector Sector*CropDiv }	0.20	1.68	10.50	0.73	0.06
	{ CropDiv For }	0.11	-1.05	10.95	1.18	0.05
	{ CropDiv }	0.06	-2.47	11.45	1.68	0.04
	{ Aphid CropDiv For Sector Sector*CropDiv }	0.22	2.39	11.76	1.99	0.03

cases, SNH also benefit to pests and Roschewitz et al. (2005) showed that landscape diversity had an ambivalent impact on cereal aphid regulation because it favored both parasitoids and aphids abundances by offering alternative hosts and shelters. In this present work, impacts of SNH on the studied pest and natural enemy showed up in the effect of surfaces in forests and wasteland within 1500 m around the field. Forests indeed proved to negatively influence aphid abundance which is congruent with results of several other studies (Alignier et al., 2014). Forest edges are known for hosting an abundant and diversified community of natural enemies of various pests (Veres et al., 2013) among which aphids (Letourneau and Goldstein, 2001; Meyhöfer et al., 2008). In our study, aphid abundance is measured before regulation by *Sphaerophoria scripta* larvae. Even if aphidophagous hoverflies are among the most efficient natural enemies of aphids (Tenhumberg and Poehling, 1995), other aphid feeding beneficial insects do control these pests prior to aphid infestation on wheat ears, i.e. during their overwintering in SNH or even in wheat fields (Raymond et al., 2014). Hence, the negative impact of forest proportion within 1500m around the field on aphid abundance might reveal the forest edges' refuge effect for all the natural enemies of

aphids, acting in a wide range of natural and anthropized habitat types where aphids do occur, at different times of the year, what is the basic principle of the “multilateral control concept” against these pests (Stary, 1972).

Interestingly, large area of forest did not impact hoverflies but wastelands did, especially in the east. It has to be notice here that because no field prospecting of land-use was possible in this study and no recorded data were available, cultivated grasslands could not be separated from crops and natural grasslands from wastelands, on photographs. Hence they were labelled crops and wastelands respectively. The predominant influence of wasteland over forest in the east might highlight the fact that it is actually grasslands that could have driven the dynamics of hoverfly populations in our study. Indeed, grasslands, mainly the ones which are used for cattle breeding or receive nitrogen fertilizers or nutrient-rich water runoff, are refuge and nursery for zoophagous beneficial insects (Häni et al., 1998; Sarthou et al., 2014). A very interesting feature about grazing refusals in pastures is that they are very efficient nurseries for aphidophagous hoverflies (Speight et al., 2000), since plants benefit from nitrogen-rich soil and are particularly favorable to aphids (see below). Undeniably, populations of aphids and hoverflies were clearly

Table 4: Results of the multimodel inference testing production situation and cropping management variables on aphid and hoverfly populations and potential predation rate. Only values for variables selected in the models with $\Delta AICc < 2$ are shown after model averaging. Signs in parenthesis correspond to slope direction for the significant and nearly significant variables. Imp is the sum of Akaike's weight associated to each variable in all the selected models.

	Variables		z value	Pr(> z)		Imp
Aphids	For	(-)	2.590	0.010	*	0.83
	NminTOT	(+)	2.374	0.018	*	0.76
	Cult:SectorEast		1.301	0.193		0.76
	Cult:SectorWest		1.623	0.105		
	IC_surf:SectorEast	(+)	2.587	0.010	*	1.00
	IC_surf:SectorWest		0.033	0.974		
	NBOP:SectorEast	(-)	2.680	0.007	**	0.24
	NBOP:SectorWest	(+)	4.215	2.50E-05	***	
	Legum_surf		1.016	0.310		0.18
Hoverflies	Last_plow	(+)	1.911	0.056	.	0.89
	SectorWest	(+)	2.698	0.007	**	1.00
	Last_plow:SectorWest		1.467	0.142		
	Aphid		0.763	0.446		0.45
	Aphid:SectorWest		1.353	0.176		0.12
	SectorEast:Waste	(+)	2.400	0.016	*	0.11
	SectorWest:Waste		1.033	0.302		
% Predation rate	CropDiv	(+)	2.034	0.042	*	1.00
	SectorWest	(+)	1.764	0.078	.	0.51
	CropDiv:SectorWest	(-)	2.039	0.041	*	0.51
	Aphid		1.501	0.134		0.50
	For		1.322	0.186		0.43

distinct in the two sectors. However, the MFA did not reveal remarkable differences in terms of crop management or production situation between sectors. Remote sensing pictures (RPG, 2012) allowed us to compare the two sectors for the density and average size of both crop fields and grasslands. The latter proved to be more numerous and in smaller units (so more disseminated) in the eastern sector (fields' size = 2.50–3.0 ha). In the opposite, crop fields appeared to be more numerous and bigger in the western part of the study (fields' size = 3.33–4.6 ha; $t = 8.587$, $p\text{-value} < 2.2e-16$). Hence, aphid populations could have been maintained more easily in the western sector of the study thanks to the lower landscape fragmentation (so the lower density of hedges and other linear SNH) and grassland surfaces. Indeed, this is acknowledged to be detrimental to aphid predator populations (Elliott et al., 1998) and might have thus decreased the natural biological control of aphids in the western sector.

Likewise, the presence of cover crops, that was really positively influential on aphids in the east, is also a way for pests to maintain in the vicinity of fields by offering them a more diversified plant resource during summer and/or winter (Bugg and Ellis, 1990). In some extent, the marginal positive effect of legume crops roots in the same explanation. This parameter is often linked to the presence of alfalfa especially in the east where livestock production is more present. Alfalfa fields are kept for more than one year and grassy weeds are most of the time associated to this crop and most probably play a key role in the maintenance of cereal aphids.

As to other crop management practices, we observed an expected positive effect of the amount of mineral nitrogen fertilizers on aphids. Nitrogen indeed favors plant development and leads to accumulation of antibiotics and antixenosis molecules in cell vacuoles (Morita et al., 2009), limiting plant consumption by chewing insects (Stout, 2013). Nevertheless, insects with piercing and sucking mouthparts such as aphids are able to avoid the vacuoles and thus benefit of the better quality of the sap.

On the abundance of *Sphaerophoria scripta* in the fields, time since the last plowing was the most influencing factor. *S. scripta* is an anthropophilic species, closely related to agricultural fields where it can find both a large diversity of aphid species for its larval development (Rojo et al., 2003) and pollen and nectar of grasses for adult feeding (Speight et al., 2015). Furthermore, this species has been shown to overwinter within cereal fields at the larval stage (Raymond et al. 2014; Raymond, pers. com.). Hence, very logically crop management influenced more the abundance of the larvae on

aphid colonies than SNH did. A long term reduction of soil disturbance induces both biotic and abiotic modifications of crop environment (Holland, 2004; Palm et al., 2014) which seemed in our study to be more suitable for *S. scripta* development. Interestingly, time since the last plowing was not significant on the potential predation rate by *S. scripta*, but the diversity of crops grown at the farm level was. Most probably, the presence of a variety of crops nearby wheat fields, favored the foraging of adult hoverflies in the field looking for diverse floral resources and encouraging female to lay eggs in nearby colonies of aphids on wheat. Remarkably, these two agronomic parameters that influenced the most hoverflies were both representative of conservation agriculture which is indeed based on a reduction of tillage, a permanent soil cover (mostly by the use of cover crops) and a long and diversified crop rotation (Farooq and Siddique, 2015). Thus, our findings confirm those of Tamburini et al. (2016) who showed that conservation agriculture mitigates the effects of landscape simplification on predators of aphids, including vegetation-dwelling predators such as hoverflies, which were influenced by landscape complexity only in fields conventionally tilled but not in conservation tillage fields where their abundance was greater irrespective to landscape.

In our study, time since the last plowing showed up as an influential factor on hoverfly abundance and crop diversity on their predation rate but in both cases, the influence of the parameter was lessened in the west compared to the east, leading to observed differences between both sectors. Crop management practices such as soil tillage and pesticide use are known to increase soil oxidation-reduction (redox) potential (Eh) and thus to alter the soil/plant/micro-organism system (Husson et al., 2016b). However, the amount of clay in a soil buffers these oxidative effects (Husson et al., 2016b) and in the east zone of our study, the amount of clay is globally lower than in the west one ($25.6 \pm 12.3\%$ against $32.8 \pm 6.4\%$; $t = -2.59$, $p\text{-value} = 0.014$). Consequently, conservation agriculture practices might have lowered Eh in the east zone, whereas in the west one, this latter is quite low whatever the soil management practices. Furthermore, insects and especially pollinator insects, are sensitive to variation in electric potential of plants (Clarke et al., 2013), which is highly related to Eh. It can thus be hypothesized that natural enemies could be disoriented by electrochemical alteration of crops and their pests, and that metabolism of aphids that grow on oxidized plants could be altered, resulting in modified pheromones which confuse foraging enemies. Thereby, hoverflies may find more suitable conditions either in fields where conservation agriculture is used for a long

time (time since the last plowing) and has thus lowered redox potential, or in clayed fields. This is perfectly congruent with Husson (2013) who claimed that general crop health improves with lowered soil redox potential.

5. Conclusions

For both aphid and hoverfly populations and the biological control of the former by the latter, this study points out influential factors, namely surfaces of forests and wastelands, as previous studies already did (Al Hassan et al., 2013; Woltz et al., 2012). The originality of our study is first to count only the hoverfly individuals that actually fed on aphids, and second to take into account various and detailed agricultural practices (among which some related to conservation agriculture) and production situation variables (among which soil texture and landscape). Undoubtedly, some fields in this study would have had a much higher number of caught hoverflies if we had used netting or interception traps to sample hoverflies (pers. obs.), and these countings would have been probably more related to landscape features. But looking for the overall population would have cover up intra-field factors, among which redox potential might be a very integrative one, that actually could drive this local population of hoverflies preying on pest aphids. Hence, very interestingly, the abundance of hoverfly pupae that actually proves the biological control of aphids by aphidophagous hoverflies, proved to be more influenced by crop management practices while these insects were until now known to be usually impacted by SNH in the landscape (Meyer et al., 2009). This finding is congruent with the fifth hypothesis developed by Tscharncke et al. (in press) and goes even further in demonstrating that not all agricultural practices are either detrimental or neutral for biological pest control and those based on conservation agriculture are especially prone to enhance its expression. Thereby, this study emphasizes the predominant importance of crop management practices when it comes to study not the population of natural enemies itself but its effective regulation, especially when studying fields under conservation agriculture (Tamburini et al., 2016). The link between soil parameters and mobile aerial insects such as aphids and hoverflies is not straightforward. It is thus most likely that soil quality impacts both aphids and hoverflies more than it is acknowledged today. One hypothesis that deserves further investigations is the importance of the electrochemical state of the soil (through its redox potential) on aphids and hoverflies. Interestingly, no integrated variable emerged as important in this study regardless the studied population. This

emphasizes the need to focus directly on the practices taken separately and questions the use of too simple and coarse classification of a whole cropping system under categories such as “organic” or “reduced tillage” as explicative variables when it embraces so many different practices. This study particularly showed that practices related to conservation agriculture such as long term tillage with no inversion of the soil (plowing) and the use of a cover crop before wheat settlement, were major factors on aphid regulation by hoverflies, while the categories “reduced tillage” or “direct seeding”, that only took into account the tillage management of the fields during the previous three years, were not. As finer landscape description, which proved to lead to the identification of effects on natural enemies that were overlooked until now, a finer description of crop management practices is equally critical and could lead to give more importance to the agricultural practices for enhancing biological control of pests than was thought before.

Acknowledgements

We are grateful to all the farmers for making this research project possible: C. Abadie, F. Advenier, D. Albenge, D. Assie, J.-P. Azemar, J.-C. Bady, P. Batiot, R. & D. Beziat, D. Bezio, P. Boutonnet, D. Boutounet, A. Breque, B. Cavailles, P. Consiglio, J.-L. Constans, J.-C. Couget, A. Daguzan, B. Dautzat, L. Decuq, L. Dejean, J. Delozzo, G. Delpoux, B. Doumayzel, G. D., M. Durand, D. Frechou, B. Gelis, J. Hamot, P. Kirchner, R. Lacroix, J. Laffont, P. Lahille, J.-C. Lajous, P. & Y. Laporte, F. Larroque, M. Lascours, C. Lepers, P. Loubens, F. Massie, J.-L. Medalle, P. Pangrazi, A. Paulin, L. Prieur, P. Pujos, C. Raucoules, J. Rivire, G. Saint-Blancat, S. Saunal, D. Thoulouse, C. Tonus, J.-L. Vaysse and V. Vialette. We also thank the persons who helped us in the fields: G. Badoz, A. Faury, V., M.-K. and M. Sarthou, E. Tabard and V. Tonus. All cited person gave its consent to be named in acknowledgements.

References

- Al Hassan, D., Georgelin, E., Delattre, T., Burel, F., Plantegenest, M., Kindlmann, P., Butet, A., 2013. Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators? *Agricultural and Forest Entomology* 15 (1), 24–33.
- Alignier, A., Raymond, L., Deconchat, M., Menozzi, P., Monteil, C., Sarthou, J., Vialatte, A., Ouin, A., 2014. The effect of semi-natural habitats on aphids and their natural enemies across spatial and temporal scales. *Biological Control* 77, 76–82.
- Ankersmit, G. W., Dijkman, H., Keuning, N. J., Mertens, H., Sins, A., Tacoma, H. M., 1986. *Episyrphus balteatus* as a predator of the aphid *Sitobion avenae* on winter wheat. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 42 (3), 271–277.

- Awadallah, K. T., Khalil, F. M., Mahmoud, T. T., 1980. Potential voracity of the aphidophagous syrphid larvae, *Metasyrphus corollae* Fabr., *Sphaerophoria scripta* L. and *Lasiophthicus pyrastris* L. (Syrphidae-Diptera). *Mesopotamia Journal of Agriculture* 15 (1), 273–285.
- Barton, K., 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6.
 URL <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67 (1), 1–48.
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Machine learning* 45 (1), 5–32.
- Bugg, R. L., Ellis, R. T., 1990. Insects associated with cover crops in Massachusetts. *Biological Agriculture & Horticulture* 7, 47–68.
- Burnham, K., Anderson, D., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed). Vol. 172.
- Caballero-Lopez, B., Bommarco, R., Blanco-Moreno, J. M., Sans, F. X., Pujade-Villar, J., Rundlöf, M., Smith, H. G., 2012. Aphids and their natural enemies are differently affected by habitat features at local and landscape scales. *Biological Control* 63, 222–229.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., Kremen, C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology letters* 14 (9), 922–932.
- Clarke, D., Whitney, H., Sutton, G., Robert, D., apr 2013. Detection and Learning of Floral Electric Fields by Bumblebees. *Science* 340 (6128), 66–69.
- Dedryver, C. A., Le Ralec, A., Fabre, F., 2010. The conflicting relationships between aphids and men: a review of aphid damage and control strategies. *Comptes Rendus Biologies* 333, 539–553.
- Ehler, L. E., 2006. Integrated pest management (IPM): definition, historical development and implementation, and the other IPM. *Pest Management Science* 62, 787–789.
- Elliott, N. C., Kieckhefer, R. W., Lee, J. H., French, B. W., 1998. Influence of within-field and landscape factors on aphid predator populations in wheat. *Landscape Ecology* 14 (3), 239–252.
- Escofier, B., Pagès, J., 1994. Multiple factor analysis (AFMULT package). *Computational Statistics and Data Analysis* 18 (1), 121–140.
- Farooq, M., Siddique, K. H. M., 2015. Conservation Agriculture: Concepts, Brief History, and Impacts on Agricultural Systems. In: Farooq, M., Siddique, K. H. M. (Eds.), *Conservation Agriculture*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–17.
- Halaj, J., Wise, D. H., 2001. Terrestrial trophic cascades: How much do they trickle? *American Naturalist* 157 (3), 262–281.
- Häni, F. J., Boller, E. F., Keller, S., 1998. Natural regulation at the farm level. In: Pickett, C. H., Bugg, R. L. (Eds.), *Enhancing biological control - Habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. University of California Press, Berkeley - Los Angeles - London, pp. 161–210.
- Hatten, T. D., Bosque-Pérez, N. A., Labonte, J. R., Guy, S. O., Eigenbrode, S. D., 2007. Effects of tillage on the activity density and biological diversity of Carabid beetles in spring and winter crops. *Environmental Entomology* 36 (2), 356–368.
- Holland, J. M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture Ecosystems & Environment* 103 (1), 1–25.
- Holland, J. M., Luff, M. L., 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5, 109–129.
- Hothorn, T., Buehlmann, P., Dudoit, S., Molinaro, A., Van der Laan, M., 2006. Survival Ensembles. *Biostatistics* 7 (3), 355–373.
- Howarth, F. G., 2000. Non-target effects of biological control agents. In: Gurr, G., Wratten, S. D. (Eds.), *Biological control: Measures of success*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 369–403.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2016a. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining.
 URL <https://cran.r-project.org/package=FactoMineR>
- Husson, O., 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil* 358 (1-2).
- Husson, O., Husson, B., Brunet, A., Babre, D., Alary, K., Sarthou, J. P., Charpentier, H., Durand, M., Benada, J., Henry, M., 2016b. Practical improvements in soil redox potential (Eh) measurement for characterisation of soil properties. Application for comparison of conventional and conservation agriculture cropping systems. *Analytica Chimica Acta* 906, 98–109.
- Jonsson, M., Wratten, S. D., Landis, D. A., Gurr, G. M., 2008. Recent advances in conservation biological control of arthropods by arthropods. *Biological Control* 45, 172–175.
- Kosewska, A., Skalski, T., Nietupski, M., 2014. Effects of conventional and non-inversion tillage systems on the abundance and some life history traits of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in winter triticale fields. *European Journal of Entomology* 111 (5), 669–676.
- 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.
- Lavorel, S., Sarthou, J.-P., 2008. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes. In: Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P., Trommetter, M. (Eds.), *Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, rapport INRA, 738 pages (Paris), p. 231.
- Letourneau, D. K., Goldstein, B., 2001. Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of Applied Ecology* 38 (3), 557–570.
- Letourneau, D. K., Jedlicka, J. A., Bothwell, S. G., Moreno, C. R., 2009. Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 573–592.
- Marti, O. G., Olson, D. M., 2007. Effect of Tillage on Cotton Aphids (Homoptera: Aphididae), Pathogenic Fungi, and Predators in South Central Georgia Cotton Fields. *Journal of Entomological Science* 42 (3), 354–367.
- Meyer, B., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I., mar 2009. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology* 10 (2), 178–186.
- Meyhöfer, R., Klug, T., Poehling, H.-M., 2008. Are landscape structures important for the colonization of spinach fields by insects? *IOBC/wprs Bulletin* 34, 69–72.
- Morita, M., Shitan, N., Sawada, K., Van Montagu, M. C. E., Inzé, D., Rischer, H., al., E., 2009. Vacuolar transport of nicotine is mediated by a multidrug and toxic compound extrusion (MATE) transporter in *Nicotiana tabacum*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106, 2447–2452.
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1 (3), 153–162.
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gaterre, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 187, 87–105.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78 (3), 215–222.
- Polak, B., 1980. The influence of food density and the size of food rations on the consumption and development of aphidophagous Syr-

- phidae (Diptera). *Annales Zoologici* 35 (120), 105–116.
- Puech, C., Baudry, J., Joannon, A., Poggi, S., Aviron, S., sep 2014. Organic vs. conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 194, 48–57.
- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. URL <https://www.r-project.org/>
- Raymond, L., Sarthou, J. P., Plantegenest, M., Gauffre, B., Ladet, S., Vialatte, A., 2014. Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 185, 99–105.
- Rojó, S., Gilbert, F. S., Marcos-García, M. A., Nieto, J. M., Mier, M. P., 2003. A world review of predatory hoverflies (Diptera, Syrphidae: Syrphinae) and their prey.
- Roschewitz, I., Hucker, M., Tschamntke, T., Thies, C., 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 218–227.
- RPG, 2012. Registre Parcellaire Graphique. Départements de Haute-Garonne, du Gers et du Tarn.
- Sarthou, J.-P., Badoz, A., Vaissière, B., Chevallier, A., Rusch, A., sep 2014. Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 194, 17–28.
- Sharley, D. J., Hoffmann, A. A., Thomson, L. J., 2008. The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology* 10, 233–243.
- Shearin, A. F., Reberg-Horton, S. C., Gallandt, E., 2007. Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) weed seed predators. *Environmental Entomology* 36 (5), 1140–1146.
- Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J.-P., 2015. StN 2015. In: Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J.-P., Vanappelghem, C. (Eds.), *Syrph the Net on CD, Issue 10. Syrph the Net publications, Dublin*.
- Speight, M. C. D., Good, J. A., Sarthou, J.-P., 2000. Impact of Farm Management operations on European Syrphidae (Diptera): species of the Atlantic, Continental & Northern Regions. In: Speight, M. C. D., Castella, E., Obrdlik, P., Ball, S. (Eds.), *Syrph the Net, the database of European Syrphidae. Syrph the Net publications, Dublin, Ireland*.
- Sary, P., 1972. Host range of parasites and ecosystem relations, a new viewpoint in multilateral control concept. *Ann. soc. entomol. Fr.* 8 (2), 351–358.
- Stout, M. J., 2013. Reevaluating the conceptual framework for applied research on host-plant resistance. *Insect Science* 20, 263–272.
- Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Kneib, T., Augustin, T., Zeileis, A., 2008. Conditional Variable Importance for Random Forests. *BMC Bioinformatics* 9 (307). URL <http://www.biomedcentral.com/1471-2105/9/307>
- Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Zeileis, A., Hothorn, T., 2007. Bias in Random Forest Variable Importance Measure: Illustrations, Sources and a Solution. *BMC Bioinformatics* 8 (25). URL <http://www.biomedcentral.com/1471-2105/8/25>
- Strobl, C., Hothorn, T., Zeileis, A., 2009. Party on! A new, conditional variable-importance measure for random forests available in the party package. *The R Journal* 1 (2), 14–17.
- Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *Journal of Applied Ecology* 53 (1), 233–241.
- Tenhumberg, B., Poehling, H. M., 1995. Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany: Aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52, 39–43.
- Thies, C., Tschamntke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285, 893–895.
- Tschamntke, T., Karp, D. S., Chaplin-kramer, R., Batáry, P., Declerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., Martin, E. A., Martínez-salinas, A., Meehan, T. D., O'Rourke, M., Poveda, K., Rosenheim, J. A., Rusch, A., Schellhorn, N., Wanger, T. C., Wratten, S., Zhang, W., in press. When natural habitat fails to enhance biological pest control - Five hypotheses. *Biological Conservation* xx, xx.
- 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.
- Woltz, J. M., Isaacs, R., Landis, D. A., 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 152, 40–49.
- Wratten, S. D., Powell, W., 1991. Cereal aphids and their natural enemies. In: Firbank, I., Carter, N., Darbyshire, J., Potts, G. (Eds.), *The Ecology of Temperate Cereal Fields. 32nd Symposium of the British Ecological Society. Blackwell Science, Oxford, UK*, pp. 233–257.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.

EFFET DU TYPE D'AGRICULTURE SUR DIVERS SERVICES INTRANTS

2

2.1 INTRODUCTION

Après avoir traité en détail l'exemple de la régulation du puceron des épis dans le chapitre précédent, je présenterai ici sommairement quelques uns des résultats obtenus pour trois autres services intrants : la régulation des limaces, la régulation des bruches et la sensibilité du sol à l'érosion.

Faute de temps pour traiter en profondeur chacun de ces sujets, ce chapitre n'est qu'un rapide survol de quelques résultats. Ces données feront l'objet d'un traitement plus approfondi dans les mois à venir, notamment la question de la régulation des limaces, et donneront lieu individuellement à la rédaction d'articles scientifiques.

Il m'a cependant semblé pertinent de présenter et discuter rapidement ces observations car ces services sont constitutifs du panel que j'ai constitué et analysé dans un article traitant de l'effet des agricultures innovantes sur la co-expression d'un bouquet de services, que vous trouverez partie V de cette thèse.

2.2 MÉTHODOLOGIE EMPLOYÉE DANS CE CHAPITRE

2.2.1 Prélèvements

Les méthodes de prélèvements des organismes abordés ici ont tous été présentés au §3.4 de la première partie.

2.2.2 Suivi des parcelles agricoles

Les données concernant la gestion des parcelles d'études sont issues du même travail d'enquête que celui présenté dans le chapitre II.1. L'ensemble des terminologies utilisées peut ainsi se retrouver dans le tableau 1 page 62.

Une variable a cependant été ajoutée dans cette partie, la variable "AgrType" qui prend trois valeurs : Org, CA, Conv. Ce facteur distingue les parcelles sur lesquelles une agriculture biologique (Org) est pratiquée des parcelles en agriculture de conservation (CA) ou en conventionnel (Conv).

Cet ajout a pour but de distinguer l'effet du travail du sol de l'effet de l'AdC. Seules les parcelles présentant les trois piliers de l'AdC sont considérées comme faisant partie de cette catégorie. Nous avons ainsi comptabilisé en AdC les parcelles :

- utilisant un couvert d'interculture ou gardant les résidus en surface,
- ayant plus de 3 espèces végétales dans leur rotation type,
- qui n'ont pas été labourées depuis plus de 3 ans.

2.2.3 Méthodes d'analyse

L'objectif ici est de donner une vue d'ensemble des résultats obtenus pour ces services. Les analyses proposées dans cette section constituent le point de départ d'analyses plus approfondies qui seront menées ultérieurement en vue de la publication de tout ou partie de ces résultats.

Pour l'analyse de la régulation des bruches et de l'érodibilité, j'ai suivi le même protocole d'analyse que celui présenté dans le chapitre précédent sur la régulation des pucerons (inspiré du travail de Puech et al. 2014), à savoir (i) la sélection des variables importantes au moyen de conditional random forest suivit par (ii) l'identification du meilleur modèle statistique par inférence multimodèle (voir §2.4 p.61).

J'ai employé dans l'inférence multimodèle des modèles logistiques pour les données concernant les bruches (proportions) et des modèles linéaires simples sur les variables log-transformées pour la sensibilité du sol à l'érosion (valeurs moyennes).

La particularité des données concernant les limaces est que nous avons répété les mesures 4 fois au cours de l'étude : en automne 2014, au printemps, en automne et en début d'hiver 2015. De plus, le dispositif d'étude a légèrement changé entre les deux saisons 2014-2015 et 2015-2016. Aussi les deux premiers relevés ont été effectués sur deux sous-parcelles pour chaque exploitation en conventionnel, l'une traitée, l'autre non-traitée, mais ce n'était plus le cas pour les deux relevés suivant, toute la parcelle d'étude étant traitée comme à l'habitude de l'agriculteur. De plus, à l'heure de la rédaction de ce mémoire, les données des pratiques pour la saison 2015-2016 ne sont pas encore complètement disponibles et l'étude complète des déterminants agronomiques ne peut pas être réalisée dans l'immédiat.

J'ai de ce fait abordé l'étude de ce ravageur de façon légèrement différente et tenté de donner des premiers éléments de réponses aux questions suivantes :

- L'abondance en limaces et en prédateurs généralistes est elle différente entre les sous-parcelles traitées et non traitée ?
- L'abondance en limaces et en prédateurs généralistes est elle différente entre le printemps et l'automne ?
- Y a t-il une corrélation entre abondance en limaces et en prédateurs généralistes ?
- Y a-t-il des différences entre systèmes de productions en termes d'abondances de limaces et de prédateurs généralistes ?

Ces questions seront pour l'essentiel illustrées au moyen de boxplots et j'ai employé, quand nécessaire, des modèles linéaires généralisés (GLM) pour étudier l'effet des différentes variables. Pour les comparaisons faisant intervenir la même parcelle (traité vs. non-traitée ; différences entre saisons), les données étant appariées, j'ai employé des modèles linéaires mixtes (GLMM) avec la parcelle étudiée comme facteur aléatoire. Pour la comparaison entre systèmes de production, j'ai utilisé les données cumulées des quatre relevés, en excluant les parcelles pour lesquelles un relevé ou plus était manquant (abandon du projet par l'agriculteur, données inexploitable du fait d'intervention au champs le jour du relevé, etc.). Les données étant des comptages, si le modèle ne présentait pas de surdispersion, j'ai utilisé des GLM ou GLMM avec une fonction de lien de type log et une distribution de Poisson, dans le cas contraire j'ai remplacé la distribution de Poisson par une distribution binomiale négative (Zuur et al. 2009).

2.3 RÉGULATION DES LIMACES

2.3.1 Résultats

Comme on pouvait s'y attendre, les captures de limaces ont été très hétérogènes d'une parcelle à l'autre et d'une période de capture à l'autre. Sur les quatre relevés de l'étude, ce sont 1 715 limaces qui ont été dénombrées, appartenant à 8 taxa différents, l'espèce majoritaire étant *Deroceras reticulatum* aussi appelée "limace grise" ou "loche". En moyenne 32 limaces ont été dénombrées par parcelle avec une variation allant de 0 à 158 individus.

Concernant les captures d'ennemis naturels, 956 arthropodes prédateurs ont été recensés dont 322 carabes, 556 araignées et 78 staphylins. Les informations taxonomiques ne sont néanmoins pas encore disponibles.

Aucune différence significative n'a été observée en terme d'abondance en limaces entre les deux modalités de traitement (Fig. II.2.2a.). En revanche, on observe une différence significative ($\chi^2 = 4.52$, $df = 1$, $p-v = 0.033$) pour l'abondance en prédateurs généralistes en faveur des parcelles non traitées (Fig. II.2.2b.).

De même, la différence entre le printemps et l'automne 2015 s'est avérée non significative pour les limaces ($\chi^2 = 1.025$, $df = 1$, $p-v = 0.311$, Fig. II.2.2c.) mais très significative pour les prédateurs ($\chi^2 = 4.524$, $df = 1$, $p-v < 0.001$, Fig. II.2.2d.). Le printemps présentant globalement une abondance plus importante.

Quelle que soit la saison ou la sous-parcelle, aucune corrélation n'est observée entre l'abondance en limaces et en prédateurs (Fig. II.2.2e.) même si globalement on observe qu'il n'y a jamais co-occurrence de nombreux prédateurs et de nombreuses limaces.

Comme attendu, le travail du sol, qu'il comprenne ou non le retournement par l'usage d'un labour, est significativement défavorable aux limaces ($\chi^2 = 8.092$, $df = 2$, $p-v = 0.018$, Fig. II.2.2h.).

Néanmoins, lorsque l'on regarde le système de production dans son ensemble, aucune différence significative n'est observée entre les trois systèmes ($\chi^2 = 1.796$, $df = 2$, $p-v = 0.407$, Fig. II.2.2f.) et l'agriculture de conservation présente des niveaux d'infestation comparables à ceux observés en agriculture biologique. Les parcelles en semis direct qui présentaient les plus fortes infestations sur la figure II.2.2h. se retrouvent en "outliers" (i.e. valeurs distantes des quartiles de plus de 1.5 fois l'écart interquartiles) sur la figure II.2.2f. On remarque que trois de ces parcelles particulières utilisent le semis direct sans le combiner avec les techniques de l'AdC et sont donc comptabilisées comme agriculture conventionnelle. La valeur sortant du lot en agriculture biologique se trouve être une parcelle en travail du sol très réduit.

Concernant les prédateurs généralistes du sol, aucune différence significative n'est observée entre les systèmes de culture ni entre les différentes intensités de travail du sol (Fig. II.2.2g. et h.). Contrairement à ce qui aurait pu être attendu, l'agriculture conventionnelle et le labour ne semble pas influencer négativement ces auxiliaires.

La question de la diversité des espèces de limaces observées n'a pas été abordée dans cette étude préliminaire. Pourtant les observations de terrain ouvrent un certain nombre d'hypothèses à approfondir sur les questions d'évolution de la communauté de limaces en fonction du système de culture (voir §2.3.3). Notamment, même si cette observation n'est pas significative, on observe que les populations de limaces en agriculture conventionnelle ou plus généralement en systèmes avec labour sont dominés à 80-100% par l'espèce *Deroceras reticulatum* (Fig. II.2.1). Il n'y a qu'en agriculture de conservation, que cela soit en SD ou en TCS, que l'on observe un remplacement parfois total de cette espèce par d'autres espèces, principalement des *Arion gr. ater*, des *Arion gr. fasciatus* et *Milax gagates*. Une espèce, *Lehmania valentiana*, fut particulièrement surprenante du fait qu'elle ne soit apparue que dans trois parcelles, toutes en AdC avec SD, et dans des proportions importantes pour l'une d'entre elles (110 individus comptabilisés sur les quatre périodes, contre seulement 7 *D. reticulatum*).

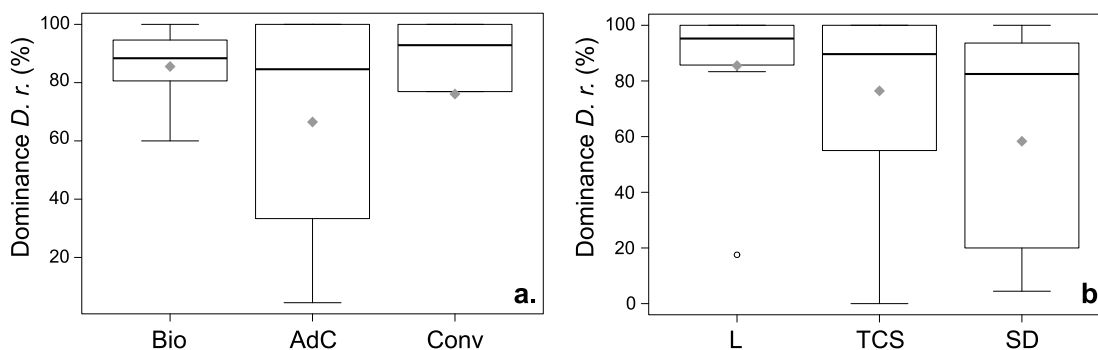


FIGURE II.2.1 – Dominance de l'espèce *Deroceras reticulatum* sur l'ensemble des limaces dénombrées (%) en fonction (a.) du type d'agriculture et (b.) du type de travail du sol. Boxplot présentant la médiane, les quartiles et les extrêmes; le losange gris représente la moyenne du groupe considéré. Les outliers ont été enlevés sur la figure (a.)

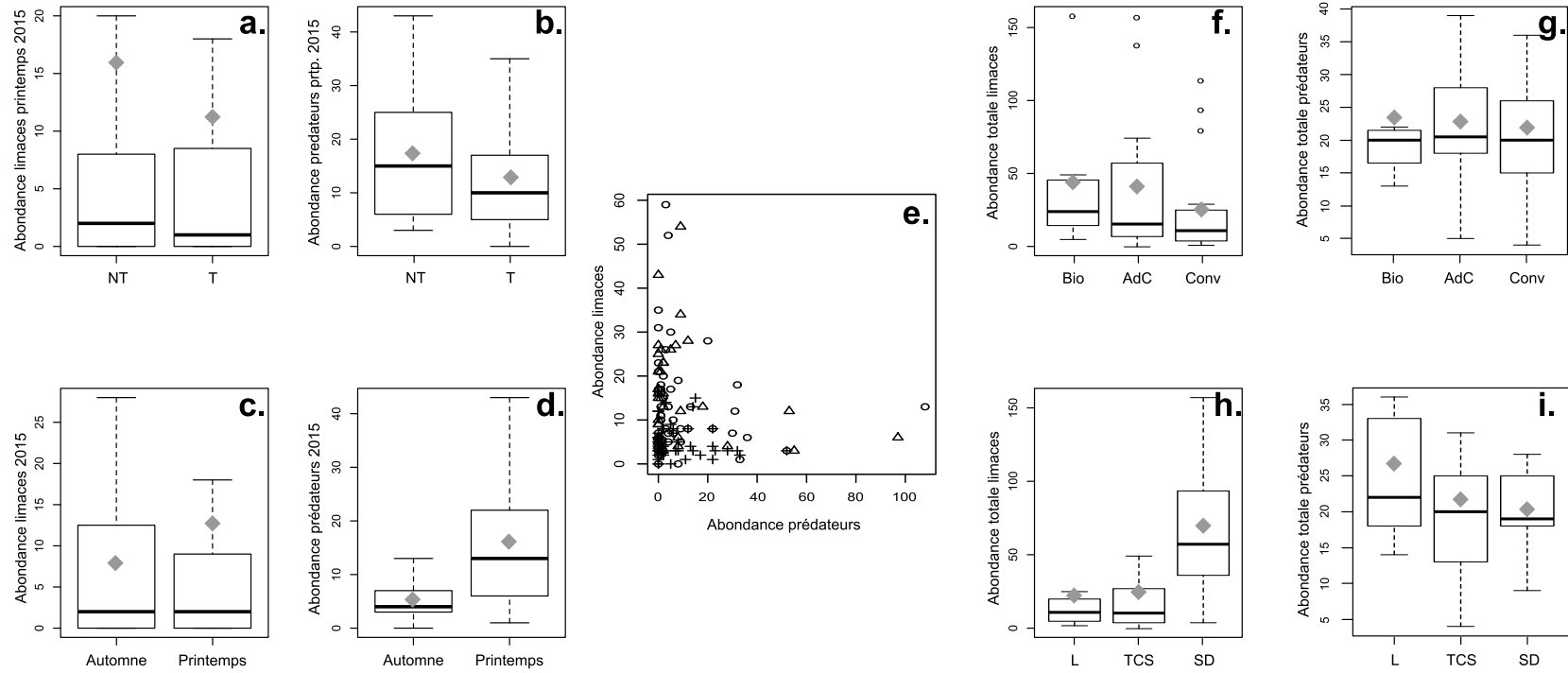


FIGURE II.2.2 – Illustrations des données concernant les relevés de limaces et de leurs prédateurs (Araignées, Carabes et Staphylins) : (a.) et (b.) pour la comparaison entre parcelle traitée et non-traitée ; (c.) et (d.) pour la comparaison entre les relevés de printemps et d'automne ; (f.) et (g.) pour la comparaison entre systèmes de agriculture biologique, de conservation ou conventionnelle ; et (h.) et (i.) pour la comparaison entre types de travail du sol. Boxplot présentant la médiane, les quartiles et les extrêmes ; à l'exception de la figure f., les valeurs s'écartant de plus d'1.5 fois l'écart interquartile (outliers) ne sont pas affichées ; les losanges gris représentent la moyenne du groupe considéré. La figure (e.) présente le nuage de points entre abondance en limaces et prédateurs pour le printemps (○ : partie traitée ; △ : non traitée) et l'automne (+) 2015.

TABLE II.2.1 – *Températures minimales et maximales, cumuls des précipitations et durée d'ensoleillement à Toulouse de septembre à décembre 2015 et comparaisons aux normales mesurées entre 1981 et 2010. Les valeurs en rouges soulignent les particularités de l'année 2015. Source : Météo-France.*

	Valeurs mensuelles 2015				Normales 1981-2010			
	Temp. min (°C)	Temp. max (°C)	Precip. (mm)	Ensol. (h)	Temp. min (°C)	Temp. max (°C)	Precip. (mm)	Ensol. (h)
sept.	12.9	23.4	24.3	211.4	13.4	24.6	47.4	204.0
oct.	9.8	19.6	16.9	163.7	10.5	19.5	57.0	149.2
nov.	8.0	15.5	40.6	126.4	5.8	13.3	51.1	96.0
dec.	5.9	15.0	3.2	158.2	3.2	9.9	52.4	85.3

2.3.2 Discussions sur la régulation des limaces

Chez les conventionnels, l'utilisation ou non de traitements sur la parcelle n'a entraîné ni plus ni moins de limaces sur celle-ci. A savoir, les sous-parcelles traitées ont très rarement reçu un traitement anti-limaces sur la saison d'étude (2 parcelles concernées), les traitements considérés sont essentiellement des traitements fongicides et à de rares occasions des traitements insecticides contre les pucerons. Les traitements herbicides quant à eux ont été appliqués aussi bien sur la sous-parcelle "traitée" que sur la sous-parcelle dite "non traitée" pour des raisons pratiques.

Ainsi, les limaces ne semblent pas influencées par les traitements dont elles ne sont pas la cible. Néanmoins, les traitements (même fongiques) ont un effet immédiat sur la communauté d'ennemis naturels. Ici, nous ne parlons pas de l'effet à long terme de l'utilisation de pesticides sur les population d'auxiliaires mais bien de l'effet immédiat, sur l'année en cours. Et souligne l'impact direct de l'utilisation d'un traitement sur les régulations naturelles. Il est possible que ces produits aient des effets létaux (Geiger et al. 2010b) ou sublétaux (Desneux et al. 2007, Royauté et al. 2015) sur ces organismes pourtant non ciblés, mais il est sûrement plus probable que l'utilisation de traitements fongiques ou insecticides diminue l'attractivité de la parcelle pour ces auxiliaires. Les traitements modifient l'environnement chimique et perturbe les réseaux trophiques en modifiant l'abondance de proies. Les plantes elles-mêmes, qu'il s'agisse de la culture ou d'espèces associées (adventices ou couverts), sont souvent plus fragiles juste après un traitement et offrent probablement un milieu moins attractif.

De même, l'effet marqué de la saison sur l'abondance en prédateurs ne s'est pas retrouvé sur l'abondance des limaces bien que l'automne 2015 dans la région ait été particulièrement défavorable aux limaces avec des précipitations faibles pour la saison et des températures douces (Table II.2.1). Il semblerait ainsi que les prédateurs soient nettement plus sensibles aux conditions du milieu que les limaces, soulignant la fragilité de la régulation naturelle de ce ravageur.

L'abondance en prédateurs n'est pas dépendante de la présence de limaces. La relation proie-prédateurs que nous avons étudié ici est en effet généraliste et aussi bien les carabes que les araignées et les staphylinins sont des prédateurs opportunistes et consomment un panel assez large de proies (Symondson 2004). L'absence de limaces dans la parcelle n'est alors pas limitant à la présence de ces prédateurs qui se rabattent sur d'autres proies. Néanmoins, on remarque que les cas de

fortes abondances en limaces (> 30 individus) sont toujours observés lorsqu'il y a peu d'ennemis naturels (< 20 individus) et inversement (Fig. II.2.2). Cette dernière observation souligne le caractère indicateur de l'abondance en prédateurs sur la régulation de ce ravageur. En effet, ici nous n'avons pas directement mesuré la prédation des limaces *par* les arthropodes prédateurs et d'autres agents contribuent à leur régulation par parasitisme (nématodes parasites de limaces, Morand et al. 2004 ; larves de Diptère, Coupland et Barker 2004) ou par prédation (oiseaux, rongeurs, reptiles, etc. Barker 2004). Néanmoins, il semble juste de penser qu'une abondance plus importante en arthropodes prédateurs est un indicateur du potentiel de régulation des limaces bien que tous les agents n'aient pas été dénombrés. Et nos observations vont plutôt dans ce sens. De plus, les identifications taxonomiques des prédateurs ne sont pas encore disponibles et il est probable que dans cette étude préliminaire nous ayons inclus dans les comptes des espèces qui ne sont pas ou peu prédatrices de limaces. Il est alors possible que les observations une fois les données complétées soient plus significatives.

La prophylaxie et les méthodes biologiques de lutte contre les limaces sont encore assez peu efficaces et les méthodes de lutte mécanique ou chimique sont toujours les deux principaux moyens de lutte. On constate que finalement l'AdC et l'agriculture biologique, deux systèmes qui ont misé sur l'abandon de l'une ou l'autre de ces méthodes de lutte (c-à-d le labour ou les traitements chimiques), présentent des niveaux d'infestation similaires et en effet légèrement supérieurs à l'agriculture conventionnel (bien que non significatif). En pratique, la lutte mécanique est souvent la plus utilisée. En général, les opérations de préparation du lit de semence et en particulier l'usage du labour sont suffisamment efficaces contre les limaces pour éviter le recours à un molluscicide. Nos résultats corroborent ce fait. Les traitements anti-limaces n'ont pratiquement pas été utilisés et les parcelles en semis direct en particulier présentent en moyenne une abondance en limaces nettement plus élevée. Néanmoins, si tant est que la réduction du travail du sol soit accompagnée des autres principes de l'AdC, en particulier pour le SD, le risque limaces n'est finalement pas plus important qu'en agriculture biologique et pas beaucoup plus qu'en agriculture conventionnelle. En tout cas pour ce qui est d'une culture comme le blé d'hiver. Nous nous sommes en effet concentrés ici sur des cultures d'hiver pour des raisons pratiques et les prélèvements de limaces ont été effectués dans le blé tendre. Or, s'il arrive parfois que les limaces provoquent effectivement de gros dégâts sur cette culture, ce n'est pas la culture où elles sont les plus problématiques, aussi bien en bio qu'en AdC. Souvent, les cultures de printemps, notamment en AdC, souffrent de la présence de limaces du fait de problèmes de mise en terre de la graine. Nos résultats semblent souligner qu'il s'agit donc aujourd'hui plus d'une limitation technique, du fait que les matériels adaptés à la bonne implantation de ces cultures ne soient pas encore suffisamment perfectionnés, plus qu'un manque d'efficacité de la lutte qui seraient en cause. Néanmoins, des mesures sur des parcelles en cultures de printemps sont nécessaires pour supporter ces affirmations, en particulier pour prendre en compte l'attractivité de la culture sur la communauté de limaces. Le fait que l'application des trois principes de l'AdC atténue les effets négatifs de l'abandon du labour souligne en effet l'importance de la rotation et des couverts sur la communauté de limaces. On aurait pu s'attendre à ce que le fait que le sol soit en permanence couvert créerait un environnement favorable aux limaces, tamponnant l'humidité et la température à la surface du sol et offrant des sources de nourriture alternatives. Or l'effet inverse semble observé. Plusieurs

hypothèses peuvent être tirées de ces observations et mériteraient d'être approfondies. Il est possible que l'alternance de la végétation avec une importante diversité d'espèces soit moins attractive pour les limaces qui sont réputées avoir des habitudes alimentaire (bien que cela soit discuté). Certaines plantes incluses dans la rotation pouvant par ailleurs avoir des propriétés répulsives sur les limaces. On pourrait également supposer que la régulation des limaces est améliorée dans un tel environnement en augmentant la diversité et l'abondance de leurs ennemis naturels. Ce dernier point n'est cependant pas corrélé avec nos résultats. Les prédateurs ne semblent en effet influencés ni par le travail du sol *sensu stricto*, ni par le système dans son ensemble. Cette observation est assez inattendue, le travail du sol et notamment le labour étant assez largement reconnu pour ses effets négatifs sur les communautés d'ennemis naturels, notamment de carabes (Scopel et al. 2013, Roger-Estrade et al. 2010). Le travail du sol en soit ne semble ici pas préjudiciable aux prédateurs et c'est même en labour (bio) que les abondances de prédateurs ont été les plus importantes. Néanmoins, il n'est pas impossible que plus que l'abondance, cela soit la diversité de cette communauté qui assure la régulation des limaces. En effet, cela n'a pas été présenté mais nous avons observé des différences de groupes taxonomiques et de taille d'individus entre les systèmes. Les premières observations montrent notamment de plus gros individus en non-labour et significativement moins de carabes (remplacés par les araignées) en agriculture biologique que dans les deux autres systèmes. La question de la régulation des limaces dans ces système restant donc très ouverte.

2.3.3 Perspectives concernant la régulation des limaces

Les observations sur les espèces de limaces, variant selon le type de système, que j'ai rapidement abordé dans les résultats ainsi que les discussions avec les agriculteurs sur le "problème limaces" en agriculture de conservation, nous ont poussé à approfondir ce sujet par la répétition des mesures mais également par d'autres analyses.

De nombreux agriculteurs nous ont dit ne pas avoir de problème avec les limaces, alors que leur champs en était infesté. Dans la quasi-totalité des cas, il s'agissait alors d'une espèce différente de la classique *D. reticulatum*. Pourtant la littérature rapporte que toutes les espèces concernées sont phytophages et donc potentiellement nuisibles.

Cependant, il est aussi assez connu que la plupart, si ce n'est la totalité, des espèces de limaces sont en réalité très polyphages et extrêmement opportunistes.

Pour illustrer cela, je peux citer une expérimentation qui a été entreprise dans le cadre de cette thèse mais a du être abandonnée suite à une observation inattendue. Nous souhaitions en effet étudier la prédation par les prédateurs généralistes du sol et pas seulement appréhender leur capacité de régulation par leur simple présence / abondance. Pour cela deux protocoles ont été testés en automne 2014 et au printemps 2015. Il s'agissait de mesurer un taux de prédation d'œufs d'arthropodes et d'œufs de gastéropodes au moyen d'œufs sentinelles placés dans la parcelle, au ras du sol. Ces deux protocoles n'ont pas pu aboutir pour des raisons différentes. Mais la raison qui nous a poussé à arrêter

la mesure de prédation des œufs d'arthropodes est la plus intéressante. En effet, nous utilisons alors des "cartes de prédation" comme il en existe pour d'autres mesures, qui comportaient quatre patch de dimension connue et couvert d'œufs d'*Ephestia kuehniella* (Lepidoptera, Pyralidae) fixés au moyen d'une colle repositionnable. Nous déposons ces cartes épinglées à même le sol en même temps que le son de blé appâts à limaces et les relevons la nuit du jour suivant, en même temps que les comptages de limaces. Les cartes étaient placées à bonne distance du tas de son pour éviter une interférence entre les deux mesures. Nous avons immédiatement remarqué que le taux de prédation obtenu sur la quasitotalité des parcelles présentant des limaces était de 100% et rapidement, nous avons observé des cartes de prédatons couvertes de mucus ou surpris une limace en train de dévorer les œufs.

Les limaces, y compris *D. reticulatum*, peuvent s'alimenter de matières organiques diverses que cela soit des végétaux morts ou vivants, des cadavres d'insectes, des mousses ou des champignons. Des cas de cannibalisme entre limaces, y compris de la même espèce sont aussi courants. Nous nous sommes donc interrogés sur l'évolution du régime alimentaire des limaces dans les agroécosystèmes. Les limaces sont encore des organismes très mal compris et une même espèce (ou supposée même espèce) présente parfois des caractéristiques différentes sans que l'on puisse encore dire ni dans quelles conditions, ni pourquoi.

Il nous a semblé intéressant d'approfondir nos connaissances sur la place des différentes espèces de limaces au sein de leurs réseaux trophiques dans les agroécosystèmes et nous nous sommes particulièrement demandés si une même espèce est susceptible de changer de position trophique dans un système plutôt qu'un autre en réaction à la disponibilité des ressources. Pour cela, nous avons entrepris des analyses isotopiques des différentes espèces capturées lors des essais 2015-2016 et envisageons maintenant de les compléter avec des analyses ADN des contenus stomacaux des individus prélevés. Cependant, ce travail est encore très préliminaire et du fait de l'automne 2015 particulièrement sec, trop peu d'individus ont pu être analysés pour l'instant. Néanmoins, ce travail constitue une de mes perspectives de recherche que j'approfondirais dans les mois à venir.

2.4 RÉGULATION DES BRUCHES

2.4.1 Résultats

Sur les 17 variables testées, seules 7 se sont révélées importantes pour la régulation des bruches.

Le type de travail du sol, la surface en couverts végétaux d'interculture et l'indice de fréquence de traitement (IFT) sont apparus comme importants pour l'abondance des bruches. La longueur de la rotation, la diversité en habitats semi-naturels, le nombre de passage de tracteur dans la parcelle ainsi que l'IFT associé aux herbicides sont sortis comme importants pour le taux de parasitisme (Fig. II.2.3).

Les meilleurs modèles retenus par l'inférence multi-modèles présentent une variabilité expliquée

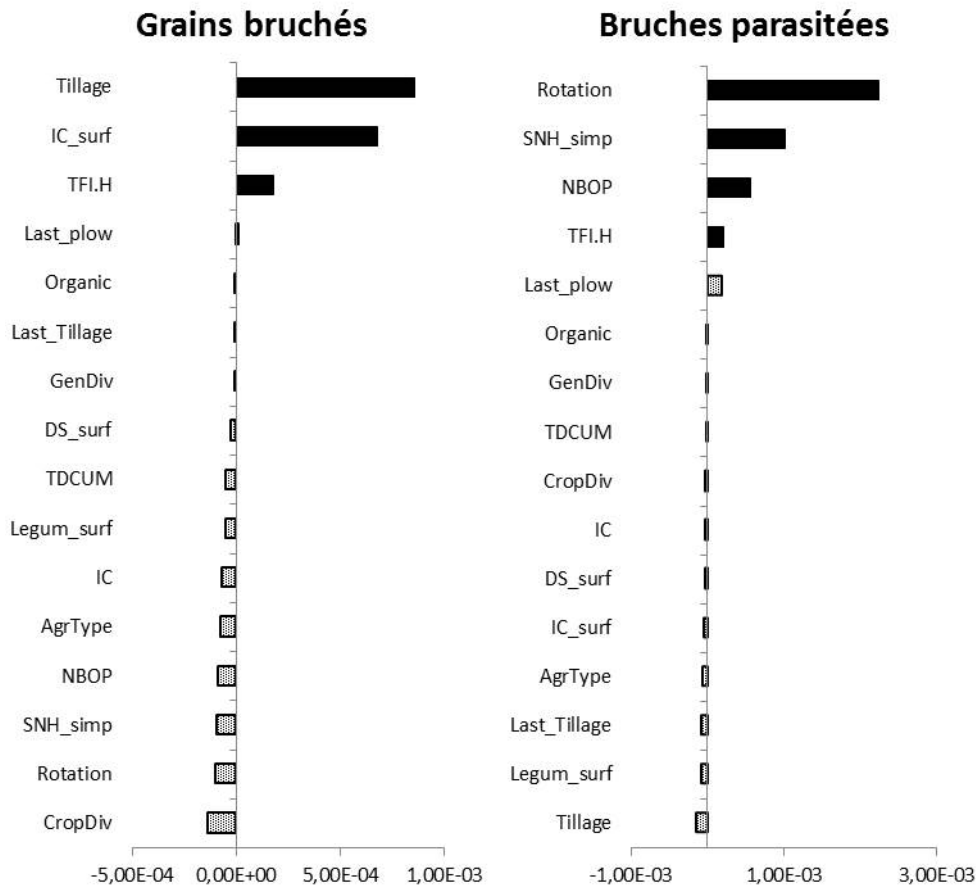


FIGURE II.2.3 – Score moyen (calculé sur 10 répétitions de l’algorithme) obtenu par chacune des variables testées comme explicative du pourcentage de grains bruchés (à gauche) et de bruches parasitées (à droite) par conditional Random Forest. Les scores supérieurs au seuil au-delà duquel la variable est considérée informative sont indiqués en noir. Voir Table 1 p.62 pour la signification des variables

de l’ordre de 20 à 30% de la variabilité observée (R^2 Tab. II.2.2). L’IFT et le travail du sol ressortent comme variables expliquant le mieux la variabilité observée dans la proportion de grains bruchés. Un IFT élevé semble ainsi avoir une légère tendance à diminuer la quantité de grains bruchés ($p-v = 0.069$, Tab. II.2.3) tandis que les TCS ($p-v = 0.002$) et dans une moindre mesure le SD ($p-v = 0.052$) les favorise.

Concernant le parasitisme des bruches par *Triaspis thoracicus*, la diversité en habitats semi-naturels sur l’exploitation semble être le paramètre le plus influent. Les quatre meilleurs modèles incluent tous cette variable et l’ajout de l’IFT et de la longueur de la rotation améliore marginalement la variabilité expliquée (R^2 Tab. II.2.2) sans pour autant conduire à un modèle significativement différent du modèle contenant seulement la diversité en SNH ($\Delta AICc < 2$, Tab. II.2.2). Étonnamment, cette diversité en habitats semi-naturels a un effet négatif ($p-v = 0.011$, Tab. II.2.3) sur l’efficacité de la régulation par *Triaspis thoracicus*.

Le taux de grains bruchés et le taux de parasitisme n’étaient pas significativement corrélés ($r = -0.09$, $t = -0.5522$, $df = 37$, $p-v = 0.5841$) et aucune tendance n’est observable.

2.4.2 Discussions sur la régulation des bruches

De toutes les régulations étudiées dans ce travail, la régulation des bruches de la féverole est la seule à présenter des résultats aussi divergents par rapport à ce qui aurait pu être attendu.

Le ravageur s'est avéré sensible aux deux pratiques les plus caractéristiques de l'AdC et de l'AB respectivement, à savoir le travail du sol et l'utilisation de produits phytosanitaires (IFT). Les bruches sont ainsi plus abondantes dans les parcelles où l'IFT est faible et où le travail du sol est réduit. Finalement, pour ce ravageur, c'est en agriculture conventionnelle que le niveau de pression du ravageur est le plus faible. Les parcelles de féverole n'ont reçu aucun traitement fongique ou insecticide pendant la durée de l'essai. L'IFT est donc uniquement lié aux traitements herbicides. Or, les bruches adultes se nourrissent de nectar et de pollen et *Bruchus rufimanus* est une espèce assez polyphage qui s'intéresse à près d'une quinzaine d'espèces de légumineuses, principalement de la tribu des Viciae (Delobel et Delobel 2003, Delobel 2005). Le fait qu'en AdC et en AB la quantité de légumineuses dans la rotation est souvent plus élevée peut en partie expliquer que le ravageur se maintienne mieux sur l'exploitation. Néanmoins, la surface en légumineuses sur l'exploitation n'est pas sortie comme un paramètre explicatif de taux de grains bruchés. Il est possible, au vu de l'effet de l'IFT lié aux herbicides que ce soit plutôt la flore adventice qui soit en cause. Pour pondre, de nombreuses espèces de bruches (dont notamment *B. rufimanus*) ont besoin de s'alimenter du pollen de leur plante hôte afin de lever leur diapause sexuelle (Bell 1994). Il est possible alors que la présence d'une flore adventice comprenant des légumineuses favorise la prospection des adultes dans les parcelles en AdC et en AB. Il est également probable que plus que le seul fait de s'alimenter du pollen de leur plante hôte, la levée de la diapause soit favorisée par la diversité des pollens ingérés par l'adulte et que la diversité chimique qu'il rencontre dans les parcelles où les adventices sont plus nombreuses et diverses favorise la colonisation.

De plus, l'hivernation des bruches n'est pas encore totalement élucidée. Une partie des adultes hivernent dans les grains où ils se sont développés et peuvent recoloniser les parcelles en féverole l'année suivante si des grains sont restés au sol ou ont été stockés sur la ferme. Dans cette étude, nous n'avons pas pu recueillir d'informations quant au stockage de grains à proximité de la parcelle et il est fort probable que ce paramètre aurait également apporté un éclairage important sur nos résultats.

TABLE II.2.2 – Ensemble des meilleurs modèles, classés sur la base de leur AICc, pour l'explication de la variabilité observée dans le nombre de grains bruchés et le taux de parasitisme par *Triaspis thoracicus* avec les variables sélectionnées par conditional random forest. Seuls les modèles présentant un $\Delta AICc < 2$ sont présentés

	Modèle	R ²	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
Bruches	{ TFI.H Tillage }	0.30	27.03	-42.30	0.00	0.42
	{ Tillage }	0.23	25.15	-41.10	1.13	0.24
Parasitoides	{ SNH_simp TFI.H }	0.25	17.15	-25.10	0.00	0.29
	{ Rotation SNH_simp }	0.25	16.94	-24.70	0.42	0.24
	{ Rotation SNH_simp TFI.H }	0.29	18.13	-24.40	0.69	0.21
	{ SNH_simp }	0.17	14.96	-23.20	1.89	0.11

TABLE II.2.3 – Paramètres du modèle obtenu par inférence multi-modèle après moyenne des modèles ayant un $\Delta AICc < 2$ par rapport au meilleur AICc. Les signes entre parenthèses correspondent au sens de variation du coefficient associé à chaque variable. Imp est la somme des Akaike's weight associé à chaque variable dans tous les modèles sélectionnés.

	variable		z-value	Pr(< z)		Imp
Bruches	TFI.H	(-)	1.819	0.069	.	1.00
	Tillage RT	(+)	3.125	0.002	**	0.64
	Tillage DS	(+)	1.947	0.052	.	
Parasitoïdes	SNH_simp	(-)	2.550	0.011	*	1.00
	TFI.H	(-)	1.710	0.087	.	0.59
	Rotation	(+)	1.556	0.120		0.52

Néanmoins, l'hivernation du reste de la population de bruches reste très largement méconnue et les sources possibles de recolonisation sont donc encore floues. Le fait que les pratiques de non labour (que cela soit les TCS ou le SD) présentent un taux de bruches plus élevé est peut-être révélateur de la possibilité d'hivernation des bruches dans le sol voire même, dans le cas des sols peu perturbés, au sein même des parcelles. Dans le cadre de la manip présentée dans la partie III, des pièges à émergences ont été utilisés pour étudier l'hivernation de divers groupes fonctionnels dans les habitats semi-naturels aux abords des parcelles. Dans ces pièges, des bruches ont effectivement été comptées, essentiellement dans les friches et les lisières de forêt exposées au sud. Cette étude ne comprenait pas de mesure à l'intérieur des parcelles mais cela tend tout de même à étayer l'hypothèse d'une hivernation dans les sols, favorisée par les pratiques limitant la perturbation de celui-ci.

Quant aux parasitoïdes, le paramètre qui finalement limite le plus leur efficacité est la diversité des habitats semi-naturels sur l'exploitation et plus marginalement le niveau de traitements phytosanitaires. Comme pour les bruches, les adultes *T. thoracicus* sont floricoles et il est possible qu'un IFT important soit synonyme d'une parcelle plus "propre" limitant les ressources alimentaires pour l'adulte et donc sa prospection à l'intérieure de la parcelle. L'effet des habitats semi-naturels a été néanmoins plus surprenant. On attribue classiquement une meilleure capacité de régulation aux parcelles situées dans un paysage plus riche en habitats si tant est que ces habitats soient plus favorables aux ennemis naturels qu'aux ravageurs. Ici, aucune corrélation entre le taux de parasitisme et l'abondance en bruches n'a été mesuré et ces dernières ne se sont pas révélées influencées par la diversité des habitats. Il ne s'agit *a priori* donc pas d'un déséquilibre proies/prédateurs. Dans ce travail, l'abondance en *T. thoracicus* dans et aux abords de la parcelle n'a pas été mesurée. Il est possible que dans le cas de cette régulation, ce ne soit pas tant l'efficacité du parasitoïde qui soit modifiée par la diversité des habitats mais plutôt sa présence. Beaucoup d'études se sont intéressées et ont montré l'influence des habitats sur les deuxième et troisièmes niveaux trophiques que sont le ravageur et son ennemi primaire. Mais très peu d'études à l'heure actuelle se sont intéressées à l'impact de la complexité paysagère sur le ou les niveaux trophiques supérieurs. Il a été montré pour le parasitisme des pucerons que la complexité paysagère profitait finalement plus à un quatrième niveau trophique (hyperparasitoïde) qu'aux deux niveaux inférieurs, résultant en une diminution de la régulation des pucerons dans des paysages complexes (Rand et al. 2012). Il est probable quand dans le cas de *T. thoracicus* un phénomène équivalent se produise. Il serait nécessaire d'élucider plus largement les réseaux trophiques dans lesquels s'inscrivent bruches et parasitoïdes.

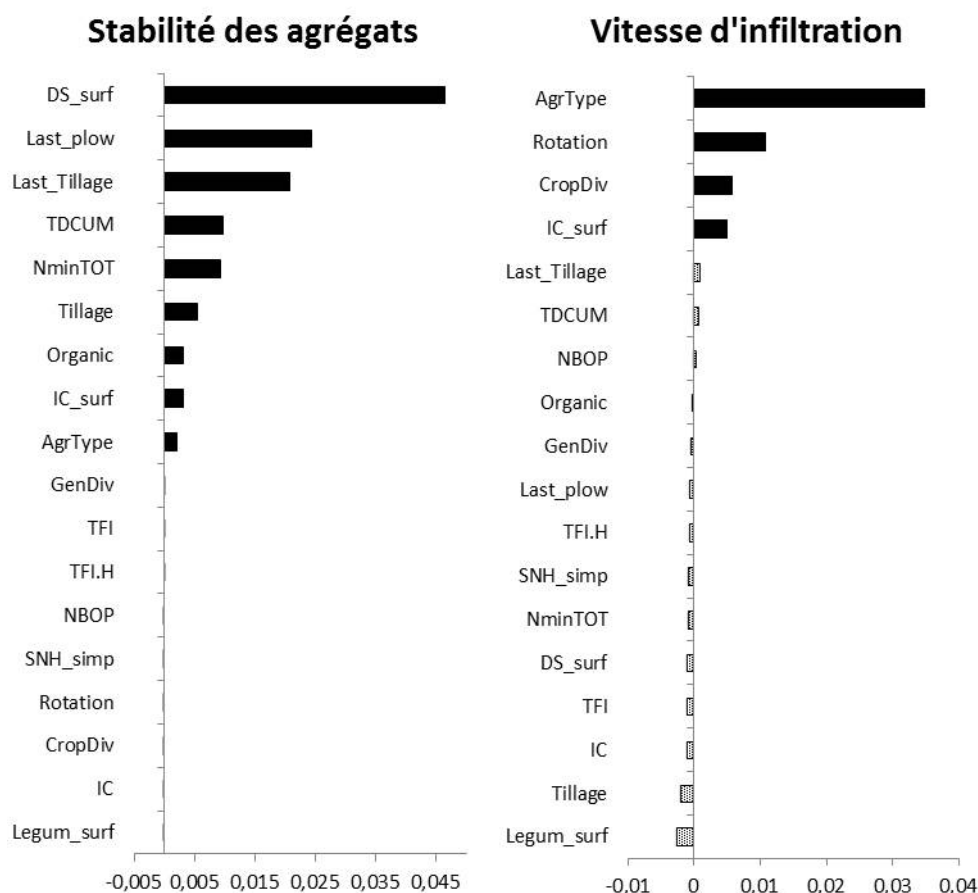


FIGURE II.2.4 – Score moyen (calculé sur 10 répétitions de l’algorithme) obtenu par chacune des variables testées comme explicative de la stabilité structurale des agrégats de sol (à gauche) et de la vitesse d’infiltration de l’eau (à droite) par conditional Random Forest. Les scores supérieurs au seuil au-delà duquel la variable est considérée informative sont indiqués en noir. Voir Table 1 p.62 pour la signification des variables

2.5 ÉRODIBILITÉ

2.5.1 Résultats

Sur les 18 variables testées pour expliquer la stabilité structurale des agrégats à la surface du sol et la vitesse d’infiltration de l’eau, 11 ont été retenues comme potentiellement importantes (Fig. II.2.4).

Le type de système de culture et la surface en couverts végétaux d’interculture ont tous les deux été retenus aussi bien pour la stabilité des agrégats que pour la vitesse d’infiltration de l’eau. Cinq variables concernant le travail du sol sont ressorties comme potentiellement importantes pour la stabilité structurale des agrégats à savoir : le type de travail du sol, la surface de cultures en semis direct sur l’exploitation, la durée depuis l’arrêt du labour et du travail du sol et la profondeur cumulée de travail du sol pour la saison culturale 2014-2015 (année de la mesure). Enfin, la quantité d’azote minérale apportée ainsi que l’appartenance à un type de production biologique ou conventionnelle sont les deux dernières variables retenues pour la stabilité structurale. Pour la vitesse d’infiltration

TABLE II.2.4 – Ensemble des meilleurs modèles, classés sur la base de leur AICc, pour l'explication de la variabilité observée pour la stabilité des agrégats de sol et la vitesse d'infiltration de l'eau avec les variables sélectionnées par conditional random forest. Seuls les modèles présentant un $\Delta AICc < 2$ sont présentés

	Modèle	R ²	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
Stabilité des agrégats	{ DS_surf Last_plow Org }	0.51	-17.60	47.1	0.00	0.29
	{ DS_surf Org }	0.46	-19.40	48.0	0.94	0.18
	{ AgrType DS_surf Last_plow }	0.53	-16.81	48.3	1.25	0.15
	{ AgrType DS_surf Last_plow Org }	0.53	-16.81	48.3	1.25	0.15
	{ Last_plow Org }	0.45	-19.68	48.6	1.50	0.14
Vitesse d'infiltration	{ AgrType }	0.23	-45.23	99.6	0.00	0.44
	{ AgrType CropDiv }	0.24	-44.82	101.4	1.80	0.18

deux autres variables sont également susceptibles d'être influentes : la longueur de la rotation et la diversité des familles de cultures cultivées sur l'exploitation.

Les cinq meilleurs modèles concernant la stabilité structurale des agrégats expliquent entre 45 et 53% de la variance observée dans les données (R² Tab. II.2.4). Ces modèles retiennent comme variables la surface en SD, la durée depuis l'arrêt du labour et l'appartenance à un système biologique, de conservation ou conventionnel (à travers les deux variables "Organic" et "AgrType"). L'agriculture biologique présente une stabilité structurale significativement moins bonne que les deux autres modes de production (p-v = 0.031, Tab. II.2.5). En revanche, l'agriculture conventionnelle et de conservation ne se distinguent pas significativement l'une de l'autre. Cependant, deux paramètres en relation avec l'agriculture de conservation sont tout de même associés à une meilleure stabilité structurale : l'utilisation du semis direct sur la ferme a un effet significatif (p-v = 0.028) et la durée depuis l'arrêt du labour sur la parcelle d'essai est également légèrement influent (p-v = 0.052).

Les deux meilleurs modèles obtenus sur notre sélection de variables pour la vitesse d'infiltration de l'eau n'expliquent que 23-24% de la variabilité observée (R² Tab. II.2.4) et la seule variable ayant un effet marginalement significatif est le type d'agriculture (p-v = 0.094, Tab. II.2.5). L'agriculture de conservation présente des valeurs de vitesse d'infiltration de l'eau légèrement inférieures aux agricultures biologique et conventionnelle, qui cette fois-ci ne sont pas significativement différentes l'une de l'autre.

Autre élément intéressant, cette étude préliminaire n'a pas pris en compte les déterminants pédo-climatiques. Ici seuls les paramètres relevant de la gestion de la culture sont inclus, négligeant la situation de production. Or l'influence des pratiques agricoles sur les propriétés du sol est nécessairement dépendante du type de sol. Et les 53 parcelles étudiées sont relativement hétérogènes à ce sujet. Les premiers éléments d'analyses sur l'interaction entre le type de sol et les différentes variables testées ici ont révélé un effet significatif de l'interaction entre type de sol et travail du sol (p-v = 0.070). Si globalement, le labour et le semis direct ont des effets assez stables sur la stabilité structurale des agrégats, les TCS quant à eux sont particulièrement sensibles aux types de sols et notamment à la teneur en limons fins (Fig. II.2.5). A une faible teneur en limons, les TCS présentent

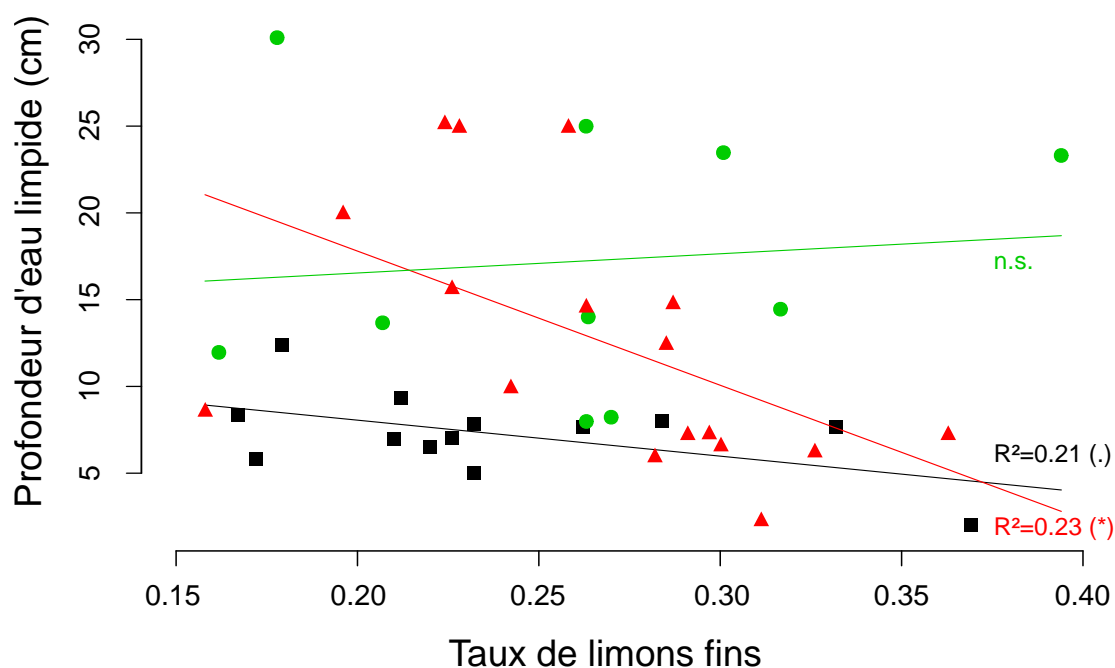


FIGURE II.2.5 – Nuage de points représentant l’interaction entre travail du sol et type de sol (apprécié par sa teneur en limons fins, voir § 3.1.5) sur la stabilité structurale (appréciée par la profondeur d’eau limpide, voir § 3.4). Les figurés représentent les trois types de travail du sol : le labour (□ noirs), les TCS (△ rouges) et le SD (○ verts); les droites sont les régressions linéaires correspondantes.

une stabilité structurale élevée, proche de celle obtenue en semis direct. Au delà d’environ 27% de limons fins, le travail superficiel est aussi défavorable à la structure des agrégats que le labour.

2.5.2 Discussions sur la sensibilité à l’érosion

Des deux paramètres étudiés pour caractériser la sensibilité à l’érosion, seule la stabilité structurale des agrégats s’est avéré répondre significativement aux pratiques des agriculteurs.

Étonnamment, l’intensité du travail du sol n’est pas ressortie comme paramètre influent sur la

TABLE II.2.5 – Paramètres du modèle obtenu par inférence multi-modèle après moyenne des modèles ayant un $\Delta AICc < 2$ par rapport au meilleur AICc. Les signes entre parenthèses correspondent au sens de variation du coefficient associé à chaque variable. Imp est la somme des Akaike’s weight associé à chaque variable dans tous les modèles sélectionnés.

	variable		z-value	Pr(< z)		Imp
Stabilité des agrégats	DS_surf	(+)	2.201	0.028	*	0.85
	Last_plow	(+)	1.940	0.052	.	0.80
	Organic Org	(-)	2.162	0.031	*	0.83
	AgrType AdC	(+)	0.632	0.528		0.34
	AgrTypeConv	(+)	2.364	0.018	*	
Vitesse d’infiltration	AgrType AdC	(-)	1.977	0.094	.	1.00
	AgrType Conv	(+)	1.290	0.197		
	CropDiv	(-)	0.838	0.402		0.29

stabilité structurale du sol. Pourtant, au regard des facteurs les plus influents (surface en semis direct, type d'agriculture et durée depuis le dernier labour) il semble bien que ce paramètre sous-tende, au moins en partie, les réponses observées. L'interaction significative entre le travail du sol et sa granulométrie, illustré par la figure II.2.5, explique certainement pourquoi ce paramètre n'est pas ressorti dans l'analyse. L'écart en termes de stabilité structurale entre les parcelles en semis direct et celles en labour est en effet très net. Le fait que l'AdC et l'agriculture conventionnelle ne soient pas sorties comme significativement différentes l'une de l'autre s'expliquant par le comportement des parcelles en TCS. Les TCS, bien que n'employant plus le labour peuvent parfois être assez destructives pour le sol, notamment pour les premiers centimètres. Contrairement au semis direct, le recours au désherbage mécanique est assez courant. Dans des sols légers où la teneur en limons est élevée, le sol est plus facilement déstructuré en surface par le passage des outils réduisant de ce fait la stabilité des agrégats. Dans ce type de sol, toute préparation du lit de semence, qu'elle inclue ou non un labour, ou gestion mécanique des adventices implique donc un risque d'arrachement des particules de sol par le ruissellement de l'eau, pouvant entraîner des pertes de sol conséquentes. En revanche, le semis direct semble en mesure de maintenir une stabilité structurale des agrégats en surface même pour les sols limoneux. Ce phénomène semble par ailleurs s'accroître avec le temps et les parcelles en semis direct où la stabilité structurale était la plus élevée sont celles pour lesquelles l'arrêt du labour est le plus ancien.

Le fait que l'agriculture biologique semble elle aussi défavorable à la stabilité structurale du sol peut probablement s'expliquer de la même manière. Après une analyse rapide des données de sols, je n'ai pas observé de quelconque interaction avec la matière organique, écartant ainsi cette hypothèse. Il est donc probable que comme pour les TCS, la gestion mécanique des adventices soit plus intense sur les parcelles en AB, entraînant une perturbation importante de la surface du sol.

En revanche, si le semis direct (ainsi que les TCS en sols argileux) semble avantageux pour limiter les pertes de sol par arrachement, la tendance est plutôt à l'inverse en ce qui concerne la vitesse d'infiltration de l'eau, augmentant par là même le risque de ruissellement en surface. Néanmoins, l'AdC favorise la formation de flaques à la surface du sol (Labreuche et al. 2007). La quantité d'eau absorbée par le sol par unité de temps est donc certes plus faible du fait de la compaction plus importante en surface et de l'absence de grosses fissurations mécaniques, mais la présence d'une végétation importante (adventice, cultures associés, couverts), d'un mulch ainsi que l'irrégularité du sol qui n'a pas été travaillé limitent son écoulement horizontal. De plus, du fait de l'absence de travail du sol, l'eau n'a pas de sillon de sol travaillé dans lesquels s'engouffrer en particulier dans un secteur de coteau comme celui sur lequel cette étude a été menée où le travail dans le sens de la pente est encore très pratiqué et accentue d'autant le ruissellement ainsi que les phénomènes d'érosion.

De plus il est probable, vu la date à laquelle a été faite la mesure que le sol soit à ce moment là déjà chargé d'eau, la faible vitesse d'infiltration observée étant alors un indicateur de la forte capacité de rétention de l'eau des sols sous ce type de systèmes.

2.6 CONCLUSIONS SUR CES SERVICES

Deux des trois services présentés ici représentent un enjeu majeur pour le développement de l'AdC : la régulation des limaces et la sensibilité à l'érosion. Le labour est en effet aujourd'hui la meilleure arme contre les limaces, car il permet de réduire à lui seul plus de 80% de leurs populations. Toutefois, elles sont capables de recoloniser rapidement les parcelles et il faudra alors compter sur l'utilisation de molluscicides une fois le semis réalisé. Les limaces représentent toujours aujourd'hui un frein important à l'expansion de pratiques comme les TCS ou l'utilisation de couverts végétaux. La sensibilité à l'érosion quant à elle est le fer de lance de l'AdC qui par définition est censée préserver les sols.

Les premiers résultats pour ces deux services semblent aller dans ce sens. Dans les deux cas, le travail du sol s'est révélé influent sur l'expression du service bien que dans le cas de l'érodibilité l'effet du travail du sol soit très dépendant de la nature de celui-ci. Des études plus complètes que celle-ci ont déjà démontré les bénéfices et limites de l'AdC sur la qualité du sol (Soane et al. 2012). En ce sens, nos résultats confirment pour notre région d'étude l'effet positif du semis direct sur la stabilité structurale et le caractère variable de l'effet des TCS notamment sur sols limoneux. En revanche, ces pratiques ont tendance à ralentir la vitesse d'absorption des eaux de surface, ce qui pourrait concourir à l'augmentation du ruissellement. Il est ensuite apparu très clairement que le travail du sol, avec ou sans labour, est un moyen de lutte efficace contre les limaces. Néanmoins, si l'AdC présente effectivement une augmentation significative de l'abondance en limaces par rapport à l'agriculture conventionnelle, le niveau d'infestation observé dans ces systèmes fut finalement équivalents à ceux observés en AB.

En revanche, contrairement aux prédateurs du sol et aux bruches, les limaces ne se sont pas avérées sensibles aux pratiques phytosanitaires. Les prédateurs généralistes du sol présentés ici comme ennemis naturels potentiels des limaces, se sont en effet avérés nettement plus sensibles aux conditions du milieu autres que le travail du sol que ce ravageur. Contrairement à ce qui aurait pu être attendu, ce n'est pas tant le travail du sol que l'utilisation de traitements, y compris fongicides, qui impacte le plus les populations d'ennemis naturels, soulignant la sensibilité des régulations qu'ils supportent. C'est d'ailleurs en labour en agriculture biologique que les prédateurs furent les plus abondants. Les bruches et leur régulation, enfin, ont été présentés comme exemple de régulation spécialiste et se sont révélés particulièrement intéressants pour leurs réponses très opposées aux autres. Tout comme les prédateurs, ces insectes (autant le ravageur que l'auxiliaire) se sont révélés sensibles à l'utilisation d'intrants, en l'occurrence ici à l'utilisation d'herbicides. Au final, il semblerait que la pression en ce ravageur soit moindre et sa régulation la plus efficace dans les systèmes les plus conventionnels et les parcelles les plus propres.

CONCLUSION DE LA PARTIE II

3

Globalement, les systèmes agroécologiques, que cela soit l'AdC ou l'AB, ont présenté dans cette étude des conditions plutôt favorables à l'expression des quelques services intrants étudiés, mis à part peut-être la régulation des bruches pour qui l'effet des pratiques reste ambiguë. L'AdC notamment présentait une meilleure qualité des sols en termes de stabilité structurale ainsi qu'un bon potentiel de régulation des pucerons.

La question de la régulation des limaces reste néanmoins entière. Même si on ne peut que constater l'augmentation de ce ravageur en AdC et principalement en semis direct, les abondances observées ne furent finalement pas spectaculaires et tout à fait comparables aux abondances observées en AB où le travail du sol est pourtant quasiment le seul moyen de lutte contre ce ravageur. Cette étude nous aura permis de soulever de nouvelles interrogations concernant ce ravageur, notamment sa place dans les réseaux trophiques et l'éventuelle mutation de ces réseaux dans divers systèmes de cultures, pouvant alors modifier leur nuisibilité.

Dans cette partie, j'ai présenté deux exemples de régulation (la régulation des pucerons et celle des bruches) pour lesquelles nous avons réalisé des mesures les plus directes possibles de l'expression du service. Cette approche originale a dans les deux cas consisté à dénombrer exclusivement la population d'ennemis naturels à l'origine du service, c.à.d. les individus s'étant effectivement développés au dépend du ravageur. Ces méthodes, en plus de donner des résultats plus facilement transcritibles en niveaux de régulation, ont l'avantage d'être peu demandeuses en temps, en main d'œuvre et en expertise. Ces protocoles peuvent ainsi être ré-exploités en routine dans de futures études.

Une des conclusions les plus importantes concernant la régulation des pucerons fut la prédominance de l'effet des pratiques sur l'effet du paysage, du moins du paysage proche. Ce type d'effet est certainement plus clairement identifiable grâce à un protocole comme celui utilisé ici, ne mesurant pas les individus de passage, mais ne comptabilisant que les agents effectifs. Cette observation revêt ainsi une importance double : (i) les paramètres locaux, notamment en termes de pratiques agricoles peuvent significativement altérer ou compenser les effets du paysages sur les régulations biologiques et ils ne devraient donc pas être ignorés ; (ii) quantifier l'abondance générale d'un groupe fonctionnel ou d'un agent mobile à l'origine d'un service comme proxy du service lui-même, c'est risquer de camoufler ces effets locaux en ne mesurant que le potentiel de réalisation du service et non son niveau d'expression.

La situation de production, qui comprend le contexte paysager, n'a en revanche pas été étudiée pour les autres services faute de temps. Pourtant, un coup d'œil rapide sur les abondances en prédateurs nous a permis de mettre en avant la nette sensibilité de ces auxiliaires aux pratiques phytosanitaires sur la parcelle. La mesure directe de la régulation des limaces n'a pas pu être réalisée dans cette étude, mais ces observations tendent à montrer que, comme pour les pucerons, l'efficacité de la régulation des limaces par prédation est certainement variable selon les pratiques appliquées sur la parcelle. Cependant, il semblerait que pour le cas des bruches les conclusions auraient été différentes. Le taux de parasitisme par le parasitoïde *T. thoracicus* ne s'est en effet avéré influencé que par des éléments relevant plus du contexte paysager que des pratiques. Il est donc possible que des éléments à plus large échelle eut été encore plus influents, reflétant le caractère prédominant de l'effet du paysage pour cette régulation. Il est ainsi impossible de généraliser cette balance entre les effets locaux et paysagers pour les régulations biologiques. La mobilité de l'agent, le caractère spécialisé ou non de la régulation, l'existence de régulations intra-guildes ou par des niveaux trophiques supérieurs, sont autant de raisons pouvant expliquer ces différences. Nos résultats soulignent ainsi la nécessité d'autres études de ce type, visant à évaluer l'impact relatif des pratiques et du paysage sur la réalisation effective d'un service.

Enfin, une remarque importante peut être faite à l'issue de l'analyse de ces quelques services intrants. Un reproche régulièrement fait à l'AdC est qu'il est ambiguë d'attribuer les effets de ce type d'agriculture à l'un ou l'autre de ses principes. Ses détracteurs avancent notamment que les bienfaits qu'on lui attribue sont probablement plus le fruit de l'utilisation d'un couvert ou de l'allongement de la rotation que liés à la réduction du travail du sol en tant que telle.

Prenant en compte cela, j'ai tenté dans mon travail de tenir compte d'un maximum d'indicateurs pour évaluer l'effet de toutes les pratiques, tant pour l'AdC que pour l'AB. Or, dans toutes mes sélections de variables, ce sont principalement les variables en relation (plus ou moins directe) avec le travail du sol qui ont finalement été retenues pour expliquer le service étudié, que l'effet soit positif ou négatif. Nos résultats soulignent ainsi la complémentarité entre ces trois piliers et les avantages et inconvénient de la réduction du travail du sol. Les deux autres piliers de l'AdC sont par ailleurs, effectivement incontournables pour la productivité de ces systèmes (voir Partie IV) et indéniablement bénéfiques à une diversité de services mais la préservation de l'écosystème sol est indispensable pour compléter l'efficacité environnementale du système.

III

**Les déterminants paysagers : rôles des abords de
parcelle dans la préservation des services
écosystémiques de pollinisation et de biocontrôle**

INTRODUCTION DE LA PARTIE

La plupart des services écosystémiques intrants vus dans la partie précédente reposent sur des organismes mobiles (*Mobile-Agent-Based Ecosystem Services*, (Kremen et al. 2007). Ces organismes dépendent de ressources du paysage, souvent à de larges échelles. Le niveau de service assuré par ces organismes à une échelle locale comme celle de la parcelle agricole est donc fortement dépendant de caractéristiques paysagères à large échelle.

Le dispositif que nous avons mis en place sur le réseau SERACC permettait assez peu d'étudier l'impact du paysage. En tout cas, nous ne pouvions en aucune façon étudier le paysage indépendamment des pratiques pour les services mesurés à l'intérieur des parcelles d'études. Seule la biodiversité capturée aux abords des parcelles et la diversité des pollinisateurs en particulier nous permettait d'approcher les processus hors-parcelle bien que l'impact des pratiques, notamment phytosanitaires, soit reconnu également pour leur impacts sur les bordures.

Dans la partie précédente, nous avons vu que le paysage, sommairement approché par la surface de grands types d'occupation du sol, avait une influence plutôt modeste sur les services étudiés.

Cependant, comme pour les pratiques, il nous semble trop sommaire de conclure de la non influence des éléments paysagers en se limitant à une catégorisation grossière (Veres et al. 2013). N'ayant pas pu approfondir cet aspect dans le cadre de mon dispositif de thèse, j'ai réalisé en parallèle un travail d'analyse de données sur le rôle de la qualité des habitats semi-naturels sur deux services de régulation : le biocontrôle et la pollinisation. Plus particulièrement, nous nous sommes interrogés sur la capacité de ces habitats à héberger les auxiliaires pendant l'hiver et donc sur leur intérêt pour l'agroécosystème comme source d'auxiliaires au moment de la reprise de végétation.

Les habitats semi-naturels jouent un rôle essentiel dans le contrôle des ravageurs. Ils sont nécessaires à 90% des espèces d'auxiliaires (Keller et Häni 2000) au moins une fois dans l'année, que cela soit pour se nourrir, hiverner, s'accoupler, etc. Pourtant, que ce soit pour les ennemis naturels des ravageurs (Griffiths et al. 2008, Geiger et al. 2009) ou plus encore pour les pollinisateurs (Potts et al. 2005, Kim et al. 2006), l'effet du type d'habitat semi-naturel et de ses caractéristiques biotiques ou abiotiques sur l'hivernation est encore trop peu connu. Ces habitats peuvent en effet présenter des caractéristiques très variées en termes de végétation, de sols, de micro-climat ou de micro-habitats et ainsi présenter des effets différents sur les communautés d'auxiliaires (Landis et al. 2000, Pywell et al. 2005). Améliorer notre compréhension des facteurs locaux et paysagers qui sous-tendent l'émergence de ces insectes en sortie d'hiver est donc un levier important pour comprendre leur distribution, et par conséquent celle des services qu'ils supportent, dans l'agroécosystème, de la parcelle au paysage.

HABITATS SEMI-NATURELS ET
HIVERNATION DES ENNEMIS NATURELS
DES RAVAGEURS

1



Contents lists available at ScienceDirect

Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agee

Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats



Jean-Pierre Sarthou^{a,b,c,*}, Ariane Badoz^b, Bernard Vaissière^{d,e}, Alexis Chevallier^{a,c}, Adrien Rusch^{f,g}

^a Université de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

^b INRA, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

^c INRA, UMR 1201 DYNAFOR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

^d INRA, UMR 406 Abeilles et Environnement, 84000 Avignon, France

^e Université d'Avignon et Pays de Vaucluse, UMR 406 Abeilles et Environnement, F-84000 Avignon, France

^f INRA, ISVV, UMR1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, F-33883 Villenave d'Ornon, France

^g Université de Bordeaux, ISVV, UMR1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, Bordeaux Sciences Agro, F-33883 Villenave d'Ornon, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 October 2012

Received in revised form 7 February 2014

Accepted 13 April 2014

Keywords:

Conservation biological control
Compositional landscape heterogeneity
Semi-natural habitats
Spring emergence
Ecosystem services

ABSTRACT

Semi-natural habitats (SNH) play key roles for arthropod natural enemy communities in agricultural landscapes. Positive relationship between landscape complexity and biological pest control is now well known and is assumed to mainly come from the fact that natural enemies use semi-natural habitats for overwintering. However, the respective role of each type of semi-natural habitats in the landscape in shaping natural enemy communities and pest control remains poorly studied. Moreover, the relative importance of environmental variables in structuring these communities remains largely unexplored. The main purpose of this study was to provide an insight into the types of SNH natural enemies use for overwintering as well as the effects of local and landscape characteristics in structuring their overwintering communities. Overwintering natural enemy communities were sampled in 7 types of SNH (i.e., forest interior (FI), South-facing forest edge (FES), North-facing forest edge (FEN), dry unmanaged grassland (UGD), wet unmanaged grassland (UGW), managed grass strip (CAP grass strip) either dominated by monocotyledonous plants (MGM) or by dicotyledonous plants (MGD)). Abundance, species richness as well as community composition of each group of enemies were then explained by local and landscape parameters to assess their relative importance. In our study, overwintering natural enemy communities differed markedly among types of SNH. Explanatory variables proved to have a decreasing influence in shaping natural enemy community compositions from the local (i.e. in the emergence trap perimeter, in 3 m- and 15 m-radius circular zones around it) to the immediate landscape (within 30 m- and 60 m-radius circular zones) and then the mid-distant one (within 120 m-, 250 m- and 500 m-radius circular zones). We particularly found that management intensity and vegetation height were very strong drivers of natural enemy diversity at the local scale. Managed CAP grass strips turned out as the main source habitat of beneficials in the spring while forests acted quite negatively on local abundances of most of the beneficials studied. On the opposite, medium arable land and grassland surface areas proved to be favourable for them as a whole in the immediate landscape, while in the mid-distant landscape, fallows favoured aphidophagous hoverflies and arable lands did so for spiders. Our results highlight the need for a more precise description of SNH in the landscape if we are to mechanistically understand the role of compositional landscape heterogeneity on zoophagous arthropod populations and to give relevant guidelines to design landscapes favouring natural biological pest control.

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Agricultural intensification, characterized by monocrops supplied with high amounts of agrochemical inputs, homogeneous landscapes and high fragmentation of semi-natural habitats, has been recognized as a main driver of biodiversity and ecosystem

* Corresponding author at: Université de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France. Tel.: +33 05 61 28 50 83; fax: +33 05 61 73 55 37.
E-mail addresses: Jean-Pierre.Sarthou@ensat.fr, sarthou@ensat.fr (J.-P. Sarthou).

services losses (Robinson and Sutherland, 2002; Tschardt et al., 2005). For instance, the harmful effects of pesticides on second pest outbreaks and biological control are well documented (Geiger et al., 2010; Jonsson et al., 2012). There is therefore a need to design a more ecologically sound form of agriculture relying on ecological functions and processes if we are to simultaneously secure food production while minimizing environmental impacts (Bommarco et al., 2013). There is a growing body of evidence suggesting strong positive relationships between landscape complexity (i.e., proportion of semi-natural habitats in the landscape) and biological pest control (Chaplin-Kramer et al., 2011; Veres et al., 2013). Semi-natural habitats (SNH) such as hedgerows, moors, natural grasslands, forests or field margins, display key ecological functions for natural enemies during the whole year because they are more stable and less disturbed habitats than cultivated ones. Indeed, overwintering arthropods are much more abundant and diversified in SNH than in arable fields (Pfiffner and Luka, 2000).

Several hypotheses have been formulated to explain the underlying mechanisms explaining their positive effects on natural enemies. SNH may provide alternative hosts or prey, pollen or nectar (Landis et al., 2000). They may also be overwintering habitats and refuges from disturbance (Pfiffner and Luka, 2000), allowing natural enemy populations to build-up and therefore enhance their impact on pest populations (Landis et al., 2000). Yet, very few studies have tested these hypotheses especially from a community perspective. Moreover, the majority of studies examining the effects of landscape complexity on biodiversity and associated ecosystem services, considered non-crop habitats as the same land use class assuming similar functions within and between SNH types (Chaplin-Kramer et al., 2011; Woltz et al., 2012). However, SNH can strongly differ over time and space due to variations in plant species richness, soil characteristics, vegetation structure or microclimate and can thus have different effects on natural enemy communities (Landis et al., 2000; Pywell et al., 2005). Moreover, the role of SNH types on overwintering natural enemies and the main local and landscape drivers of natural enemies distribution during the winter have been little explored (Schmidt et al., 2005; Griffiths et al., 2008; Geiger et al., 2009). Thus, refining categorization of land covers and gaining information about the role of SNH types on natural enemies and about the main local and landscape drivers of natural enemies distribution, would allow a better mechanistic understanding of ecological processes behind the patterns observed at both the farm and landscape scales (Veres et al., 2013). This is even more critical when considering the overwintering phase of natural enemies for which the majority is assumed to depend on SNH for overwintering (Häni et al., 1998). Thus, given that majority of arthropod pests are active as early as the spring, the spatial distribution of these overwintering habitats within the landscape is of major importance for early control of crop pests (Chiverton, 1986; Tenhumberg and Poehling, 1995). Knowing the exact role of well described overwintering habitats on population dynamics and community structure of natural enemies would allow to manipulate, at the farm level, SNH in agricultural landscapes to increase and optimize natural pest control services (Gardiner et al., 2009; Rusch et al., 2012).

The main purpose of our study was to provide an insight into the role of several SNH types considered at the farm scale, as reservoirs of overwintering natural enemies, and to investigate the effects of local and landscape characteristics on these communities. Particularly, we addressed the following questions:

- (i) Does the structure of natural enemy communities differ among habitat types?
- (ii) Are there key habitat types which can be considered as major providers of natural enemies on farmland?

- (iii) Which local and landscape characteristics mainly drive natural enemy assemblages and diversity?

To do so, we conducted a study based on emergence data collected in various SNH in an agricultural landscape of South-Western France, with highly variable management intensity, soil characteristics and plant composition according to the different SNH types.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was conducted from January to July 2006 in South-Western France (43°N, 1°E), in the “Gascony Hills and Valleys” site, straddling Gers and Haute-Garonne Departments, which is one of the long term observation sites of the European LTER Network (LTER-Europe). The study region is a hilly area (200–400 m alt.) within a sub-Atlantic climate exposed to Mediterranean and mountain influences. Thus, the area is characterized by hot summers (monthly means for May to July 2006 of 21 °C, maximum temperature 27.3 °C, minimum temperature 12.8 °C and precipitation 144 mm) and cool winters (monthly means for January and February 2006 of 3.7 °C, maximum temperature 9.7 °C, minimum temperature –1.8 °C and precipitation 59 mm). The landscape is mainly composed with crop fields (winter wheat, winter barley, sunflower, sorghum, oilseed rape) and grasslands either natural or sown. Scattered fragmented oak forests represent the minor part (less than 20%) of the landscape.

2.2. Sampling sites and study design

All sampling sites were located on three adjoining hilly farms, within a 1 km-radius, in order to assess the respective influence of both local and landscape characteristics. Local parameters concerned the trap scale: both inside the trap perimeter and within its immediate surroundings, i.e. in 3 m- and 15 m-radius circular zones. Landscape parameters were evaluated within 30 m- and 60 m-radius circular zones for the immediate landscape ones, and within 120 m-, 250 m- and 500 m-radius circular zones for the mid-distant landscape ones. By doing so, we could grasp the hierarchy of environmental conditions upon which farmers can have a hold over in their management. All the SNH we studied were included into four main categories of the level 2 of CORINE Land Cover (CLC) classification (Bossard et al., 2000): (i) pastures, (ii) heterogeneous agricultural areas (i.e. Annual crops associated with permanent crops, Complex cultivation patterns, Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation, of level 3 of CLC classification), (iii) shrub and/or herbaceous vegetation associations (i.e. Natural grasslands, Sclerophyllous vegetation, Transitional woodland-shrub, of level 3 of CLC classification), and (iv) forests (i.e. Broad-leaved forests, of level 3 of CLC classification). A fifth category was present in the landscape but not studied, the arable land category (i.e. Non-irrigated arable land, of level 3 of CLC classification).

Seven types of SNH were studied: forest interior (FI), South-facing forest edge (FES), North-facing forest edge (FEN), dry unmanaged grassland (UGD), wet unmanaged grassland (UGW), managed grass strip (CAP grass strip) either dominated by monocotyledonous plants (MGM) or by dicotyledonous plants (MGD). Therefore they were representative of the great majority of the SNH that occur on farms of this LTER site. Apart forest-copse patches under 15 to 50 year-rotation management for fire wood, natural grasslands were the sole sampling sites under regular and direct management activities (lightly grazed by cattle) but they were unsown and unfertilized. Each of the 7 types of SNH was repeated 7

Table 1

Descriptive variables used for each study site and their scales. Many of them have been based and adapted from the BioHab methodology for monitoring European habitats (Bunce et al., 2008).

Category	Criteria	Scale
Relative altitude Coverage	Altitude.	m.
	Soil coverage within the emergence traps	1–4 (bared soil to >75% of coverage)
	Degree of openness within a 3 m-radius circle around the em. traps ("enclose 3 m")	1–4 (open to close)
	Degree of openness within a 15 m-radius circle around the em. traps ("enclose 15 m")	1–4 (open to close)
Phytosociology	Abundance of dicotyledons within the em. traps (% of dicotyledons/monocotyledons)	1 (0–25%), 2 (25–50%), 3 (50–75%), 4 (75–100%)
	Species richness of monocotyledons within the em. traps	Number of species
	Species richness of dicotyledons within the em. traps	Number of species
	Vegetation height within the em. traps	1 = at least 2/3 of the vegetation < 40 cm; 2 = at least 2/3 of the vegetation between 40 and 90 cm; 3 = at least 2/3 of the vegetation > 90 cm
Management	Management index within and around the em. traps	1 = abandoned; 2 = unmanaged; 3 = neglected; 4 = intensively managed
Soil	Litter thickness.	cm.
	Moisture regime within the em. traps	1–4 (xeric to wet)
	Soil hardness within the em. traps	N/m ²
	Five fraction granulometry, within the em. traps: Clay (<2 μm), Fine and coarse silt (2–20 μm and 20–50 μm), Fine and coarse sand (0.05–0.2 mm and 0.2–2 mm)	g/kg
	Organic matter, within the em. traps = volatile matter at 550 °C	g/100 g
Landscape context	Woodland	% in a 250 m-radius
	Arable land	% in a 250 m-radius
	Grassland	% in a 250 m-radius
	Fallow	% in a 250 m-radius

times in order to get the widest range of ecological (light, temperature, air humidity, soil dampness) and anthropogenic (managed or neglected state) conditions, due to agricultural activities, in each CLC category of SHN. Thus, 49 sampling sites were selected in total, chosen in such a way that besides the fact that they had to represent the widest array of environmental conditions potentially existing on Gascony farms, the distance between two sites belonging to the same SNH type was over 202 m. Indeed, for two 250 m-radius overlapping circular zones, it is the distance beyond which there is less than 50% of overlap between both.

2.3. Environmental description

Field inspections were made to precisely characterize the SNH studied. Each sampling site was described according to 18 criteria that dealt with soil coverage, plant community composition, management and soil (Table 1). Most of the criteria have been based and adapted from the BioHab methodology for monitoring European habitats (Bunce et al., 2008). Vegetation within the emergence traps (see below) was characterized through four variables presented in Table 1. Plant richness and abundance were measured by recording the number of monocotyledonous and dicotyledonous species and assessing their relative abundance within the trap based on a cover-abundance scale derived from the Braun-Blanquet methodology. Plant height of the herb layer was characterized using three height intervals: 0–40 cm, 40–90 cm and >90 cm. Within each trap, we visually estimated the percentage of total soil coverage by the herb layer and measured the thickness of the litter layer. Management intensity was also recorded from the farmers as it is an essential parameter which strongly influences vegetation cover. Soil hardness was an unconfined compression strength determined as the mean value of five measures taken inside the trap perimeter just after trap removal, using a hand-held penetrometer with a 1 cm² probe. This sampling gave fairly homogeneous data for each trap

and very different values between traps (from 30 to 1000 N/m²). All these compression strength measurements were made by the same person over a single afternoon in order to avoid potential bias due to operator and temporal variations in soil humidity. Soil analyses were done by the national Soil Analysis Laboratory of INRA (<http://www.arras.inra.fr>; Arras, France). The five fractions of granulometric analyses and the soil content in organic matter were determined based on 400–500 g samples of dry soil collected from 0 to 20 cm deep at random from two points inside the trap perimeter just after trap removal. Given that all these environmental features could not be recorded in all directions and at different distances around the traps, we described the immediate surroundings on the base of the main vegetation structure in a 3 m- and a 15 m-radius circular zone in order to evaluate the degree of openness of each habitat at these two scales. Considering that beyond the distance of 15 m, the habitat type is generally another one, we decided to characterize the landscape context around each site, using four main categories of land occupancy: forest, arable land, grassland, fallow. Based on aerial photographs (BD ORTHO®, IGN, France; pixel size: 0.5 m) and intensive field surveys, the studied zone was digitized using a geographical information system (ArcGIS, version 9, ESRI®, Redlands, California) and the four main categories of land occupancy calculated at the five different radii described above (30 and 60 m for the immediate landscape and 120, 250 and 500 m for the mid-distant one). At each radius, landscape heterogeneity was represented by the ecotone length and variability was measured in number of habitat plots per hectare (fragmentation). To represent the landscape habitat diversity and evenness, a Shannon diversity index was calculated using land occupancy proportions.

2.4. Emergence survey and functional groups of natural enemies

Arthropods were sampled using macro-emergence traps (a modified Malaise trap to the design of M.C.D. Speight; B&S

Entomological Services, Co. Armagh, N. Ireland, UK) set up in the field for 7 months, from the beginning of January to the end of July 2006. Each emergence trap covered a 1.8 m² surface area and was set up in such a way that walls were tightly fit to the ground. Emerging arthropods were collected at the top of the trap within a bottle filled with 70% ethanol (vol./vol.), and all the bottles were replaced every three weeks and organisms sorted in the lab. Natural enemies were identified either at the species level for the main aphidophagous or polyphagous insect families (Carabidae, Chrysopidae, Coccinellidae, Hemerobiidae, Syrphidae, Anthocoridae), or at the genus or even family level for the Hymenopteran parasitoids and Staphylinidae respectively. Therefore, only zoophagous taxa were taken into account, in order to address whether particular SNH in particular landscape contexts can harbour natural enemies of crop pests in winter. It is assumed that a large part if not the great majority of the ground dwelling predators and parasitoids which had emerged within the emergence traps, have been caught in the bottles situated at more than 1.8 m above the soil. Indeed, with an overall average density of 150 individuals caught/m², it is highly likely that even if living on the ground surface, being shut in in a very little space, they walked or flew all around the traps to finally try to escape through the opening leading to the collecting bottle.

2.5. Data analysis

To examine the effect of habitat type on abundance and species richness of each taxonomic group, we used one-way analysis of variance with Tukey's HSD post hoc tests. Normality and homoscedasticity of the residuals were carefully checked using the Shapiro–Wilk test and the Levene's test, respectively. Where transformations of the data did not address normality, we applied a Kruskal–Wallis test followed by pairwise comparisons. We performed the same approach on total abundance of natural enemies to explore the relative importance of each habitat type as sources of natural enemies in the landscape.

To assess the question of environmental variables effects on the taxonomic richness of natural enemies, we selected the most influent variables by performing linear model for each variable separately and comparing them using Akaike Information Criterion (AIC). We used generalized linear model with Gaussian (link identity) or Poisson (link log) family when transformation were needed to achieved normality. When two strongly correlated ($r > 0.5$) variables were selected, we excluded the less influent (in term of explained deviance). To select influent variables on the whole natural enemies community, we performed the same analysis on weighted sum of richness of each taxon.

Species composition of each taxonomic group was analyzed in relation to the two environmental data sets (i.e., local conditions and adjacent landscape context at each scale) using redundancy analyses (RDA). For each taxonomic group and environmental variable set, we performed a forward selection to identify the explanatory variables which significantly affected each assemblage ($P < 0.05$ after 999 Monte Carlo permutations). We reduced risks associated with the forward selection by following the procedure proposed by Blanchet et al. (2008): (i) we prevented problem of inflation of the overall type I error by only performing forward selection on models for which a global test with all explanatory variables was significant; (ii) then, to reduce the risk of incorporating too many variables into the model, we used the adjusted coefficient of multiple determination as a stopping criterion in addition to the traditional significance level α (Borcard et al., 2011).

Variation partitioning was then conducted to determine the unique and joint fractions of variation explained by the local and the adjacent landscape data sets. Only the significant variables previously selected by the forward selection for each data set were used. We reported the variation explained by each RDA model

as the adjusted R^2 which is an unbiased estimate of the contributions of each explanatory variable, taking into account the number of predictor variables and sample size (Peres-Neto et al., 2006). Following Peres-Neto et al. (2006), we interpreted negative adjusted R^2 as a zero value. Species that appeared in less than five traps were excluded from the analyses. Abundance data were Hellinger-transformed to make them appropriate for linear analyses (Legendre and Gallagher, 2001) and qualitative variables were treated as dummy variables.

Because landscape buffers partially overlapped, we examined spatial autocorrelation in species composition of each group using a Mantel test (based on Pearson correlations and 999 permutations). We tested for correlations between assemblage dissimilarity (Bray–Curtis) of each group and geographic coordinates dissimilarity (Euclidian). We found no spatial autocorrelation in species assemblages of each group (Araneae: $P = 0.12$, $R = 0.06$; Carabidae: $P = 0.09$, $R = 0.07$; Coccinellidae: $P = 0.94$, $R = -0.06$; Syrphidae: $P = 0.65$, $R = -0.02$; Neuroptera: $P = 0.32$, $R = 0.01$; Hemiptera: $P = 0.50$, $R = -0.005$; Hymenopteran parasitoids: $P = -0.04$, $R = 0.65$).

Differences in beta diversity, as a measure of variation in community structure (Anderson et al., 2011) among habitat types, were examined using a test of homogeneity of multivariate dispersion based on the Gower dissimilarity matrix (Anderson et al., 2006). Differences among groups were tested using pairwise permutations of distance to centroid values.

All analyses were performed using the statistical software R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013), the “vegan” package (Oksanen et al., 2013) and the “packfor” package (Dray et al., 2013).

3. Results

In total, 15,133 invertebrates were recorded from the emergence traps (Table 2). They were identified as belonging to:

- 211 species of the taxonomic groups Araneae (118 spp.), Carabidae (Coleoptera) (27 spp), Coccinellidae (Coleoptera) (25 spp), Neuroptera (24 spp) and Syrphidae (Diptera) (17 spp.);
- 4 genera of Hymenopteran parasitoids (*Aphidius*, *Diaeretiella*, *Ephedrus*, *Praon*);
- 3 families of Hemiptera (Anthocoridae, Miridae, Nabidae)
- the family of Staphylinidae (Coleoptera).

3.1. Effects of SNH types, local and landscape variables on abundance and species richness of natural enemy communities

3.1.1. Effects of SNH types

The total abundance of natural enemies was extremely variable between traps (min.: 60 ind m⁻²; max.: 1270 ind m⁻²). On the whole, we found a significant effect of habitat types on total abundance of natural enemies ($F = 10.94$, $df = 6$, $P < 0.001$) (Fig. 3). Per taxonomic group, significant effects of habitat types have been found on: (i) Carabidae abundance ($\chi^2 = 32.65$, $df = 6$, $P < 0.001$) and their species richness ($\chi^2 = 23.38$, $df = 6$, $P < 0.001$), (ii) Syrphidae abundance ($\chi^2 = 13.65$, $df = 6$, $P = 0.03$) but not their species richness ($\chi^2 = 11.89$, $df = 6$, $P = 0.06$), (iii) Neuroptera abundance ($F = 3.33$, $df = 6$, $P = 0.008$) but not their species richness ($F = 1.33$, $df = 6$, $P = 0.26$), (iv) Hemiptera abundance ($F = 2.42$, $df = 6$, $P = 0.04$) and family richness ($F = 2.76$, $df = 6$, $P = 0.023$), (v) Staphylinidae abundance ($F = 12.44$, $df = 6$, $P < 0.001$), and (vi) Hymenopteran parasitoid abundance ($F = 9.71$, $df = 6$, $P < 0.001$) and their genus richness ($F = 6.86$, $df = 6$, $P < 0.001$) (Figs. 1 and 2). In contrast, there were no significant effects of habitat types on abundance ($\chi^2 = 12.11$, $df = 6$, $P = 0.059$) and species richness ($F = 1.66$, $df = 6$, $P = 0.15$) of Araneae and on abundance ($F = 1.78$, $df = 6$, $P = 0.12$) and species richness ($F = 2.04$, $df = 6$, $P = 0.08$) of Coccinellidae (Figs. 1 and 2).

Table 2
Number of individuals and species (or other taxonomic levels) of the different groups studied, and their sampling period.

Groups	Total number of individuals	Total richness	Sampling period ^e
Araneae	2215	117 ^a	04/02/2006–05/04/2006
Carabidae	994	27 ^a	04/02/2006–05/04/2006
Coccinellidae	427	25 ^a	04/02/2006–21/07/2006
Syrphidae	240	17 ^a	04/02/2006–21/07/2006
Neuroptera	355	24 ^a	04/02/2006–18/07/2006
Hemiptera	366	3 ^b	04/02/2006–05/04/2006
Staphylinidae	10,162	— ^c	04/02/2006–05/04/2006
Parasitoid	374	4 ^d	04/02/2006–25/04/2006

^a Species richness.
^b Family richness.
^c Not sorted.
^d Genus richness.
^e dd/mm/yyyy–dd/mm/yyyy.

MGD gave shelter to the highest abundances of Neuroptera, Hemiptera, Staphylinids and provided the highest abundance and genus richness of Hymenopteran parasitoids. They also showed high abundances of Syrphids and Carabids together with MGM. The highest abundances of these two taxa occurred on FEN and UGW respectively. The highest species richness of ground beetles was recorded on MGM, followed by MGD and UGW. At last, MGM were the second best habitats for abundance and genus richness of Hymenopteran parasitoids. In contrast, FI have proven to harbour the lowest abundances of Syrphids, Neuroptera, Staphylinids, Carabids and Hymenopteran parasitoids, closely followed by UGD for the very same taxa and FES for the two latter and Hemiptera. FI also displayed the lowest species richness of Carabids, whereas they harboured the non significant but very informative highest species richness of Coccinellids (Fig. 2).

3.1.2. Effects of environmental variables

Two to five variables were selected as significantly influential for each taxonomic group. Deviance explained by these variables ranged from 15.59% (Araneae) to 55.98% (Carabidae). Local variables, i.e. inside the trap perimeters and within their immediate surroundings at 3 m- and 15 m-radius around, together with immediate landscape variables at 30 m- and 60 m-radius circular zones,

proved to be more influent on taxonomic richness than mid-distant landscape parameters at 120 m-, 250 m- and 500 m-radius circular zones (Table 3). Management showed up as the major local variable. Taxonomic richness of Carabidae, Hymenopteran parasitoids, Hemiptera (slightly) and the overall natural enemies community increased in traps located in both neglected and intensively managed habitats (CAP grass strips). Enclosure within both 3 m- and 15 m-radius circular zones (highly correlated: $r = 0.74$) shaped different groups non-linearly. Coccinellid diversity was favoured by an enclosed area while Carabids and Hymenopteran parasitoids were more diverse in open areas. Syrphids favoured medium openness. Many soil parameters influenced a group: soil hardness limited Carabid species richness while fine sand improved it, Hemiptera were more diverse in soils with low organic matter content, Neuroptera diversity increased within thick litter and Coccinellidae and Syrphidae species richness increased with fine and coarse silt respectively. Phytosociologic characteristics such as vegetation height and species richness of monocotyledons within the traps, improved Syrphidae and the whole community richness for the former, and limited Coccinellidae diversity for the latter. Soil coverage increased Neuroptera species richness.

Concerning landscape parameters, arable land and forest surface areas within different radii appeared to be the most influent.

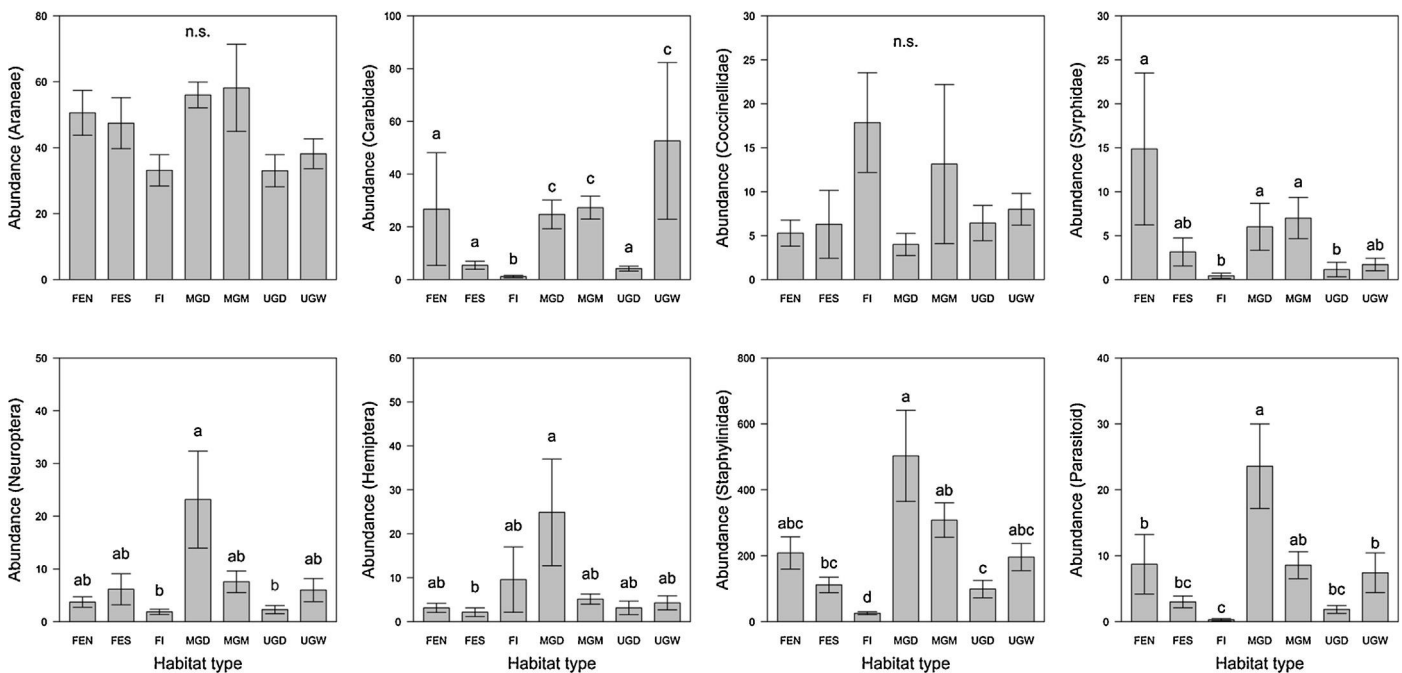


Fig. 1. Total abundance of the different groups studied, per habitat type.

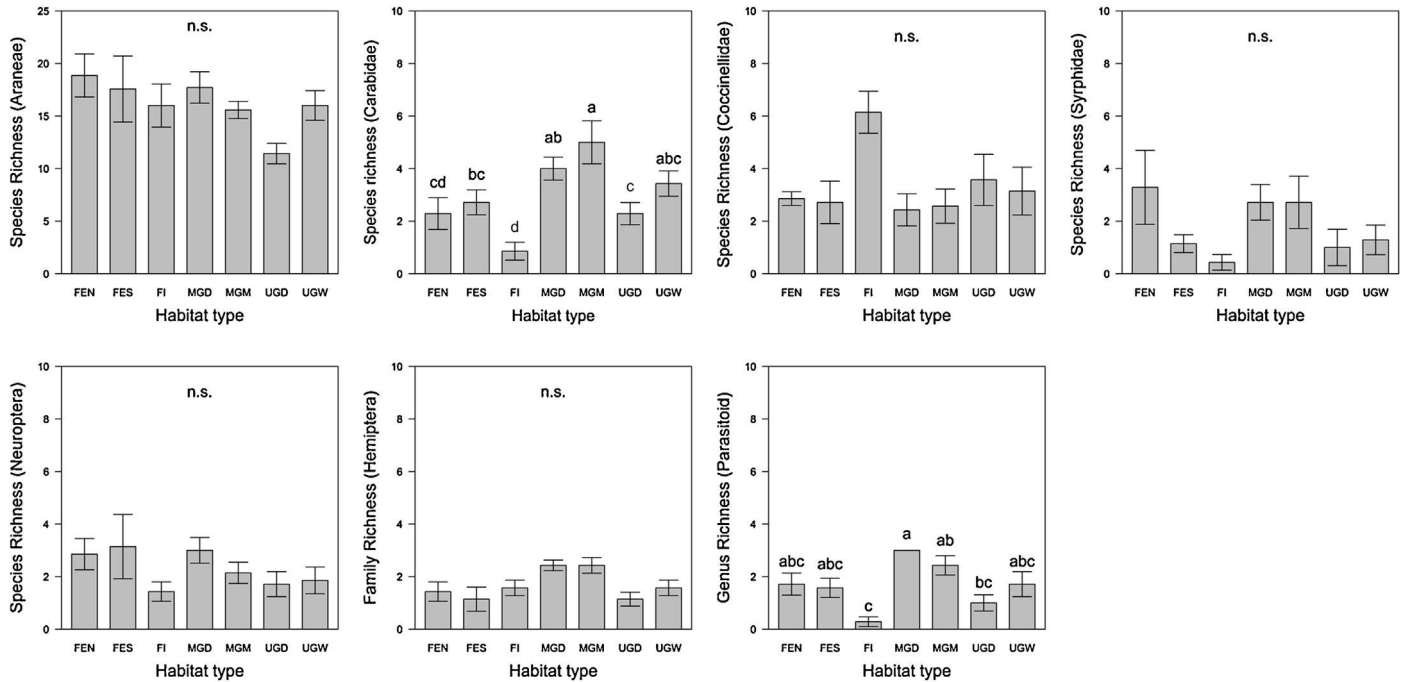


Fig. 2. Species (or other taxonomic level) richness of the different groups studied, per habitat type. Staphylinids do not appear because not identified at the species level.

Increasing forest surface area within 60 m- and 120 m-radii (correlated, $r=0.53$) around the traps tended to reduce taxonomic richness of Hemiptera, Neuroptera, Syrphidae, Carabidae and Hymenopteran parasitoids and therefore the whole community. Only Coccinellidae diversity was favoured by high forest surface area (within 60 m-radius). Medium surface areas of arable land and grassland within 30 m around the traps improved taxonomic richness of Araneae, Hymenopteran parasitoids and the whole community for the former and Hemiptera for the latter. Habitat diversity in the immediate landscape (30 m) favoured Hymenopteran parasitoid richness but limited the Coccinellidae's one. Few landscape descriptors at higher radii were selected. Within 120 m, medium arable land surface areas disfavoured

Hemiptera while medium fallow surface areas improved Syrphidae richness. Finally, within a 250 m-radius around the traps, Araneae were favoured by highly arable landscapes while Neuroptera exhibited higher family richness in average diversified landscapes and the whole natural enemies community was more diverse in moderately diverse ones.

3.2. Effects of SNH types, local and landscape variables on natural enemy assemblages

Except for Neuroptera whose community differs significantly in both MGM and MGD ($F=3.18$, $P=0.012$), no differences in variation in community structure (β diversity) were found between SNH types for the other taxa (spiders: $F=1.10$, $P=0.376$; ground beetles: $F=1.83$, $P=0.118$; Coccinellidae: $F=0.70$, $P=0.651$; Syrphid: $F=0.94$, $P=0.484$; Hymenopteran parasitoids: $F=2.35$, $P=0.053$; Hemiptera: $F=0.75$, $P=0.609$).

Using forward selection and variance partitioning, we were able to highlight the explanatory variables which significantly explained a part of variation in the assemblages of each taxonomic group. The relative importance, for each group, of variables linked to local conditions (SNH types, ecological parameters inside the trap perimeters and in the 3 m- and 15 m-radius circular zones around them) on the one hand, and to landscape contexts (in the range of radii, from 30 m to 500 m circular zone) on the other hand, differed significantly. Few landscape descriptors were selected as significant variables shaping natural enemy communities (Table 4). Proportion of forests proved to shape only Araneae and Carabidae in the 30 m- and 250 m-radius circular zones respectively. Neuroptera community was structured by grasslands in the immediate landscape (30 m) and by fallows in the mid-distant one (120 m). Arable land in a 120 m-radius circular zone (i.e. in the mid-distant landscape) affected Hemiptera community. Finally, fragmentation of the immediate landscape around the trap (30 m) proved to shape Coccinellidae. In contrast, numerous descriptors of local conditions were selected by the forward selection procedure in explaining overwintering natural enemy assemblages (Table 4). Some SNH types proved to structure species assemblages during winter: UGD

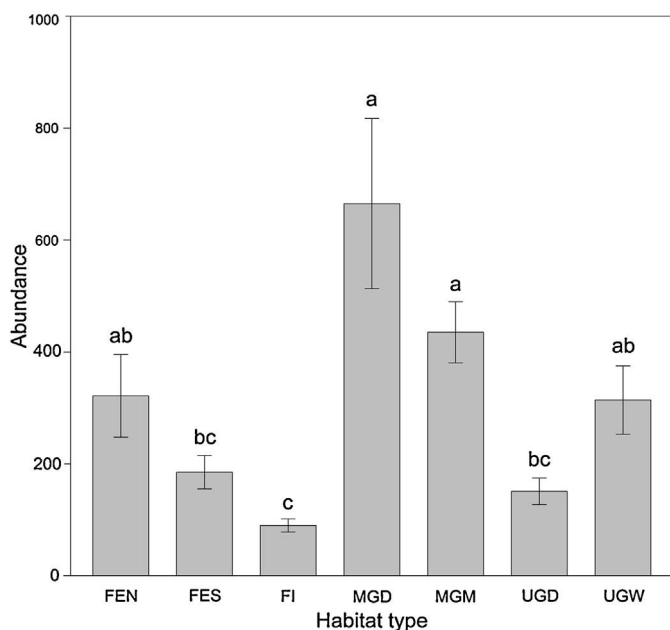


Fig. 3. Total abundance of natural enemies per habitat type.

Table 3

Selected local (bold) and landscape variables significantly influent on species richness of each taxon, ordered according to the model AIC score. The selected models are expressed as $\text{Richness} = \text{Intercept} + c_1 * \text{variable} + c_2 * \text{variable}^2$, after log transformation for Coccinellidae and using a log-link function for the marked (*) taxa. Explained deviance is expressed as D^2 (see Section 2.5) for details on the method.

	Variable	Scale (m)	Intercept	C ₁	C ₂	Chi ²	F-value	D ²
Araneae	Arable land	30	15.03 ^{***}	0.15 [*]	-1.97E-03 [*]		3.22 ^{**}	0.12
	Arable land	250	9.86 ^{**}	0.10 [*]			4.09 ^{**}	0.08
Carabidae (*)	Management		0.22	0.32 ^{***}		20.61 ^{***}		0.35
	Enclosure 3 m		0.37	1.04 [*]	-0.27 ^{**}	19.09 ^{***}		0.32
	Woodland	60	1.45 ^{***}	-1.42E-02 ^{***}		16.09 ^{***}		0.27
	Soil hardness		1.55 ^{***}	-1.41E-03 ^{***}		15.31 ^{***}		0.26
	Fine sand		0.15	7.10E-03 ^{***}		12.02 ^{***}		0.20
Coccinellidae (log transformed)	Enclosure 15 m		2.11 ^{**}	-0.85	0.20 [*]		7.46 ^{***}	0.24
	Habitat diversity	30	1.80 ^{***}	-0.47 ^{**}			8.28 ^{***}	0.15
	Fine silt		0.53	3.82E-03 ^{**}			8.10 ^{***}	0.15
	Woodland	60	1.26 ^{***}	6.91E-03 ^{**}			7.78 ^{***}	0.14
	Monocot. species rich		1.84 ^{***}	-0.19 ^{**}			7.75 ^{***}	0.14
Hemiptera (*)	Arable land	120	0.92	-3.23E-02	3.96E-04	7.25 ^{***}		0.22
	Woodland	120	0.84 ^{**}	-1.68E-02 [*]		4.83 ^{**}		0.15
	Organic matter		2.30 ^{**}	-0.23 [*]	4.52E-03	6.61 ^{**}		0.20
	Management		1.05	-0.80	0.19	6.05 ^{**}		0.19
	Grassland	30	0.27	3.29E-02 [*]	-4.37E-04	6.04 ^{**}		0.19
Neuroptera (*)	Soil coverage		4.74 ^{***}	-2.93 ^{***}	0.49 ^{***}	17.30 ^{***}		0.31
	Fragmentation	250	-2.55	7.18 ^{**}	-3.57 ^{***}	10.29 ^{***}		0.18
	Woodland	120	0.88 ^{***}	1.68E-02	-6.52E-04	7.39 ^{**}		0.13
	Litter thickness		0.54 ^{**}	0.11		4.69 ^{**}		0.08
Parasitoid (*)	Management		-0.51	0.38 ^{***}		16.13 ^{***}		0.30
	Woodland	60	0.97 ^{***}	-1.78E-02 ^{***}		13.70 ^{***}		0.26
	Habitat diversity	30	-0.33	1.10 ^{***}		12.93 ^{***}		0.24
	Arable land	30	-0.11	0.04 ^{**}	-3.47E-04 ^{**}	13.07 ^{***}		0.25
	Enclosure 15 m		-1.34	2.09	-0.48 [*]	12.63 ^{***}		0.24
Syrphidae (*)	Vegetation height		-1.16 ^{**}	0.81 ^{***}		23.84 ^{***}		0.20
	Fallow	120	2.02E-03	0.10 ^{***}	-2.10E-03 ^{***}	20.92 ^{***}		0.17
	Enclosure 3 m		-1.11	1.89 ^{**}	-0.43 ^{***}	16.28 ^{***}		0.14
	Woodland	120	1.06 ^{***}	-2.63E-02 ^{**}		11.49 ^{***}		0.10
	Coarse silt		-1.20	1.53E-02 ^{**}		9.74 ^{**}		0.08
Whole community	Vegetation height		1.24 ^{***}	0.71 ^{***}		29.50 ^{***}		0.39
	Management		2.51 ^{***}	-0.40	0.15	13.91 ^{***}		0.38
	Arable land	30	2.12 ^{***}	0.04 ^{***}	-4.04E-04	11.62 ^{***}		0.34
	Woodland	120	3.15 ^{***}	-0.02 ^{***}		16.76 ^{***}		0.26
	Habitat diversity	250	1.83 ^{**}	2.79 ^{**}	-1.55	6.49 ^{**}		0.22

* <0.1.

** <0.05.

*** <0.01.

and UGW proved to structure Carabid communities; FEN were selected as significant variable shaping both Neuroptera and Coccinellidae communities while FI proved to shape both Coccinellid and spider communities.

Some ecological traits from inside the trap perimeters also proved to structure species assemblages during winter: management intensity had influence on Araneae, Neuroptera and Hymenopteran parasitoids; soil coverage proved to shape both ground beetle and hoverfly communities; dicotyledons abundance together with organic matter content influenced Hemiptera community; moisture regime proved to shape Araneae community.

Finally, openness in immediate surroundings of the traps (15 m) and relative altitude, structured overwintering species assemblages of ground beetles and Hemiptera respectively.

On the whole, variance partitioning revealed that all the significant local and to a lesser extent landscape variables, explained a part of the total variation in the assemblages of the different natural enemies groups (Table 5). They ranged from 2.12% for hoverflies to 28.92% for ground beetles with local descriptors and from 2.16% for ladybirds to 10.37% for Hemiptera with landscape descriptors.

Ordination biplots for each taxon with the selected habitat types and/or environmental variables are found in supplementary materials.

4. Discussion

In this study, we found that natural enemies communities overwintering in non-crop habitats differed markedly between SNH types and that explanatory variables related to both local and landscape characteristics explained their diversity and structured their assemblages. However, local variables proved to account for higher proportions of the total variance in community structure of all natural enemies groups than did landscape variables (18 vs. 6 variables respectively). Among local variables, SNH types appeared to be of high importance, and managed grass strips, both those dominated by monocotyledonous (MGM) or dicotyledonous (MGD) plants, proved to support the highest abundances of most natural enemies and delivered the highest taxonomic richness of Carabids and Hymenopteran parasitoids. These results most probably reveal their higher prey and host availability compared to other SNH. A lesser winter mortality in managed grass strips compared to other habitats could also explain at least partly the results, since it has been demonstrated that insects have developed various strategies for the selection of favourable overwintering habitats in order to limit this mortality (Danks, 1996). However, this phenomenon is unlikely since the driest habitats (UGD and FES), where entomopathogenic fungi *Metarhizium anisopliae* and *Beauveria bassiana* are very prone to be much less present, displayed very low or

Table 5

Results of the variance partitioning performed by RDA between local conditions and adjacent landscape contexts for each taxonomic group. The proportion of variation explained is given by the adjusted R^2 , following Peres-Neto et al. (2006).

Data set	Araneae	Carabidae	Coccinellidae	Syrphidae	Neuroptera	Hemiptera	Parasitoid
Explained variance adjusted R^2							
Local (%)	9.67***	28.92***	7.77***	2.12*	12.38**	16.93***	14.59***
Landscape (%)	2.57***	4.10***	2.16*	ns	6.55**	10.37**	ns
Local \cap landscape (%)	2.98			...	5.46		...

" \cap " indicates that the variation explained is the shared variation between the two components.

No significant variables in a data set were reported as "ns". "..." indicates that shared component is not available as no significant variables were selected in one of the data set.

Cells are left blanked when the adjusted R^2 value was not interpretable (see Methods).

* <0.1.

** <0.05.

*** <0.01.

even the lowest abundances of most of the natural enemies. The highest diversity of polyphagous ground dwelling predators in managed grass strips (MGM and MGD) is consistent with several published works (e.g. Sotherton, 1984; Collins et al., 2002; Thomas et al., 2002) and is at the base of the interest of beetle banks for conservation biological control (MacLeod et al., 2004). However, little or non-managed habitats, except if too dry, with high spontaneous vegetation, played also an important role as reservoirs for zoophagous arthropod taxonomic richness, provided that they were not too closed at 3 m and 15 m. On the opposite, the lowest densities of natural enemies, recorded within forest habitats (FI), at their South-facing edge (FES) and in very dry unmanaged grasslands (UGD), suggest that these SNH have the lowest prey and host availability. Geiger et al. (2009) already mentioned that forest habitats supported much lower densities of overwintering predatory arthropods than open agricultural habitats did. On the other hand, North-facing edges (FEN) displayed the highest abundances of aphidophagous hoverflies and forest edges as a whole structured both ladybirds and Neuropteran communities, what proves that forest habitats have both a quantitative and qualitative impact on natural enemies. Furthermore, this strong effect of the types of the SNH on abundance and species richness of overwintering natural enemies, could provide a good explanation for the variable results found in studies examining relationships between SNH or non-crop habitats at the landscape scale and natural enemy diversity and/or biological control (Bianchi et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2011).

Soil coverage inside the trap perimeters proved to structure both hoverfly and ground beetle communities, what is in accordance with Maudsley et al. (2002) for the latter, and tall plants significantly increased species richness of the former and appeared as pre-requisites for larval development for these aphidophagous beneficial species (Speight, 2012). The fact that carabid and Hemiptera (only zoophagous species) together with Neuroptera and spider communities, and in a lesser extent hoverflies, Hymenopteran parasitoids and ladybirds, were much more structured by local than landscape features, suggests that a wealth of habitats at the group-of-fields level, with dry or wet, managed or unmanaged, open or closed habitats sheltering both monocotyledonous and dicotyledonous plants, is important to maintain a high level of biodiversity, functional or not (Pywell et al., 2005; Griffiths et al., 2007). Among landscape variables, forests proved to take the greatest part in structuring those predator communities, acting negatively on local abundances of most of the invertebrates studied (ground beetles, aphidophagous hoverflies, Neuroptera, Hemiptera and Hymenopteran parasitoids) and positively only on ladybirds. In the immediate landscape, medium arable land and grassland surfaces proved to be favourable for the beneficials as a whole and for several individual groups (Hemiptera, Hymenopteran parasitoids, spiders) while in the mid-distant landscape, fallows favoured aphidophagous hoverflies and arable lands did so for spiders whereas they were detrimental for Hemiptera. These results are

consistent with several publications such as Tschardt et al. (2002) for Hymenopteran parasitoids, Sarthou et al. (2005) as well as Meyer et al. (2009) for hoverflies, and Batary et al. (2008) and Schmidt et al. (2008) for spiders. All these studies emphasized the importance of heterogeneous landscapes with arable fields intermingled with various and well represented SNH to enhance diversity and abundances of those taxa. Concerning hoverflies for instance, it has been demonstrated that fallow land was favourable to *Episyrphus balteatus* (the main syrphid species we caught in our study) populations at the landscape level, mainly when associated with close South-forest edges for improving overwintering conditions of this species (Sarthou et al., 2005).

Our study emphasizes the greater importance of local parameters over the landscape ones for the overwintering natural enemies we studied. However, the relative small spatial scale of our study, i.e. the 'farm scale', extending nevertheless up to 500 m around the traps, may underestimate wide landscape effects in structuring overwintering communities especially considering the variable dispersal abilities of the studied taxonomic groups. For instance, it has been shown for spiders that the spatial scales with the highest explanatory power ranged from 95 m- to 3 km-radii around sampling sites depending on the species (Schmidt et al., 2008). In any case, these results at our immediate and mid-distant landscape scale (without any spatial autocorrelation for any taxonomic group) are in accordance with those we found at the local one but also with those found by Raymond et al. (2014) relative to spring emergence of aphidophagous hoverfly species in crop fields. Thus, the wealth of SNH at the group-of-fields scale or at the farm scale must not be ignored and farmers' actions on SNH are thus to be considered as potentially very efficient way to improve their capacity to give shelter to a large variability of natural enemies. Different amount of organic matter, variable litter thickness, soil coverage, vegetation height, in various more or less open, more or less dry or wet SHN intermingled among crop fields, grassland, fallow land and little woodlots, should lead to the conservation of highly diversified natural enemy communities. This point appears to be of the utmost importance in the current context of global change, as it refers to the insurance hypothesis (Loreau et al., 2003; Tschardt et al., 2012).

One other very important result of this study, which highlights the potential role of farm habitats, is the evidence that CAP grass strips, mainly those dominated by dicotyledonous plants, proved to strongly benefit to most of the major overwintering natural enemies in agricultural landscapes. Indeed, ground beetles, Neuroptera, Hemiptera, rove beetles and Hymenopteran parasitoids, showed either their maximum abundance or their maximum taxonomic richness, in CAP grass strips. These latter also significantly favoured high hoverfly abundances, which were the highest in FEN. In that, arable land adjacent to managed grass strips and other farmed and non-farmed habitats harbouring diverse overwintering natural enemies, are likely to benefit from high emigration rates of natural enemies and therefore high levels of natural pest control in

250 m								
Woodland			5.2880084	0.0005	7.24			
Arable land								
Grassland								
Fallow								
Fragmentation								
Ecotone length								
Habitat diversity								
500 m								
Woodland								
Arable land								
Grassland								
Fallow								
Fragmentation								
Ecotone length								
Habitat diversity								
Neuroptera			Hemiptera			Parasitoid		
<u>F-value</u>	<u>P-value</u>	<u>% of variation</u>	<u>F-value</u>	<u>P-value</u>	<u>% of variation</u>	<u>F-value</u>	<u>P-value</u>	<u>% of variation</u>
4.33863	0.0045	0.058	2.83787	0.0428	3.01			
			4.09641	0.0105	5.17			
7.54544	0.0006	0.12	6.02253	0.0004	8.75	9.19784	0.0001	14.59
3.20083	0.0146	0.038						
			5.94617	0.0022	9.34			
2.66431	0.0337	0.028						

the spring (Blitzer et al., 2012, but see Wamser et al., 2011). One of the best known examples is the one of ground beetles which play a major role in pest control thanks to many polyphagous species which can feed both on little invertebrates and weed seeds (Kromp, 1999; Symondson et al., 2002). Several authors demonstrated that setting up grassy field margins around crop fields improves their overwintering conditions and thus enhances their populations and the biological control service they provide in the crop (Collins et al., 2002; MacLeod et al., 2004; Holland et al., 2009), thanks to the spillover effect (Thies and Tschardtke, 1999). Hence, CAP grass strips particularly favoured beneficials which are known to respond at relatively small spatial scales (Maisonhaute et al., 2010; Jonsson et al., 2012), and this feature fits very well with the European CAP measures and the current political willing to encourage European crop production systems towards less pesticides-dependent systems.

Moreover, the pre-eminence of farm-level over landscape-level phenomena driving diversity and structure of natural enemy communities, highlights the farmers' prerogatives in strengthening populations of natural enemies on their own farms thanks to appropriate habitat management. Indeed, it is the first time to our knowledge that these really innovative results, ensuing from comparison between precisely described local and landscape features, are pushed forward in explaining local densities, taxonomic richness and community structures of several groups of beneficial arthropods. In addition, our results highlight the need for a more precise description of SNH in studies at the landscape scale, as asked for by several authors (Griffiths et al., 2007, 2008; Veres et al., 2013), if we are to mechanistically understand the role of compositional landscape heterogeneity on exchanges of populations between compartments in the landscape and if we are to give relevant guidelines to design multifunctional landscapes. It is for instance of the utmost and increasing importance to combine at the very best agricultural production and biodiversity conservation for provision of ecosystem services (Macfadyen et al., 2012) on the same management unit (i.e. the farm).

5. Conclusions and perspectives

In our study, we found that habitat types and local, more than landscape variables determined natural enemy communities in overwintering habitats. We particularly found that managed grass strips (CAP ones in this study) were the main source of rich and diverse natural enemy communities on farmland, thus giving strong prerogative back to farmers from a conservation biological control perspective. Indeed, farmers have with grass strips an efficient way to improve the biological control potential on their farm by setting up grass strips (other than the CAP ones) near each crop field, and by favouring their spontaneous wild dicotyledonous plant species. Nevertheless, if in fact forest interior habitats seem to not be the key habitat-type for natural enemy conservation in general, what is a widespread and deeply held conviction nowadays, they take special importance in contributing to maintain high biological control on farmland through high densities or particular community structures of overwintering aphidophagous and other zoophagous beneficial insects, along their edges. Quite the same picture came up with unmanaged wet or dry habitats. Finally, the heterogeneity of habitats at the farm level, as a result of an extensive or even non-existent management of uncultivated areas, may be the key for abundant and diverse communities of natural enemies on farmland, hence for reaching the insurance hypothesis.

Further similar researches including measures of pest control services in adjacent crop fields, temporal dynamics in natural enemy populations and roles of SNHs for other service-providing communities such as pollinators or other wild biological groups,

would allow a better understanding of the relationships between land use, biodiversity and ecosystem services. Finally, such multifunctional landscapes could provide more stability, resilience and adaptability to agricultural productions in a globally changing world.

Acknowledgements

We would like to thank Bernard Bouyjou, Jérôme Willm, Laurent Burnel and Alain Cabanettes for their technical assistance, Laurent Raison for his technical assistance and the identification of Carabidae, Bernard Chaubet, Samuel Danflous, Sylvain Déjean and Jean-Louis Hemptinne for the identification of Hymenopteran parasitoids, Neuroptera, Araneae and Coccinellidae respectively. We would also like to thank the anonymous referees whose comments have significantly improved the quality of this article.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.018>.

References

- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.* 14, 19–28.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683–693.
- Batary, P., Baldi, A., Samuc, F., Szüts, T., Erdos, S., 2008. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biol. Conserv.* 141, 2062–2070.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tschardtke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B.* 273, 1715–1727.
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623–2632.
- Blitzer, E.J., Dormann, C.F., Holzschuh, A., Klein, A.M., Rand, T.A., Tschardtke, T., 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 146, 34–43.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution* 28 (4), 230–238.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, pp. 306.
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. CORINE land cover technical guide—Addendum 2000. European Environment Agency, Copenhagen, Technical Report, 4.
- Bunce, R.G.H., Metzger, M.J., Jongman, R.H.G., Brandt, J., De Blust, G., Elena-Rossello, R., Groom, G.B., Halada, L., Hofer, G., Howard, D.C., Kováč, P., Múcher, C.A., Padoa-Schioppa, E., Paelinx, D., Palo, A., Perez-Soba, M., Ramos, I.L., Roche, P., Skånes, H., Wrška, T., 2008. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23, 11–25.
- Chaplin-Kramer, R., O'rouke, M.E., Blitzer, E.J., Kremen, C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecol. Lett.* 14, 922–932.
- Chiverton, P.A., 1986. Predator density manipulation and its effects on populations of *Rhopalosiphum padi* (Hom.: Aphididae) in spring barley. *Ann. Appl. Biol.* 109, 49–60.
- Collins, K.L., Boatman, N.D., Wilcox, A., Holland, J.M., Chaney, K., 2002. Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 337–350.
- Danks, H.V., 1996. The wider integration of studies on insect cold-hardiness. *Eur. J. Entomol.* 93, 383–403.
- Dray, S., Legendre, P., Blanchet, G., 2013. packfor: forward Selection with permutation (Canoco p.46). R package version 0.0-8/r109. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>
- Gardiner, M.M., Landis, D.A., Gratton, C., Difonzo, C.D., O'neal, M., Chacon, J.M., Wayo, M.T., Schmidt, N.P., Mueller, E.E., Heimpe, G.E., 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecol. Appl.* 19, 143–154.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Wingqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hånke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105.

- Geiger, F., Wackers, F.L., Bianchi, F.J.J.A., 2009. Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *BioControl* 54, 529–535.
- Griffiths, G.J.K., Holland, J.M., Bailey, A., Thomas, M.B., 2008. Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biol. Cont.* 45, 200–209.
- Griffiths, G.J.K., Winder, L., Holland, J.M., Thomas, C.F.G., Williams, E., 2007. The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale. *Biol. Conserv.* 135, 145–152.
- Häni, F.J., Boller, E.F., Keller, S., 1998. Natural regulation at the farm level. In: Pickett, C.H., Bugg, R.L. (Eds.), *Enhancing Biological Control – Habitat Management to Promote Natural Enemies of Agricultural Pests*. University of California Press, Berkeley/Los Angeles/London, pp. 161–210.
- Holland, J.M., Birkett, T., Southway, S., 2009. Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *BioControl* 54, 19–33.
- Jonsson, M., Buckley, H.L., Case, B.S., Wratten, S.D., Hale, R.J., Didham, R.K., 2012. Agricultural intensification drives landscape-context effects on host-parasitoid interactions in agroecosystems. *J. Appl. Ecol.* 49, 706–714.
- Kromp, B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 187–228.
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45, 175–201.
- Legendre, P., Gallagher, E., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280.
- Loreau, M., Mouquet, N., Gonzalez, A., 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *PNAS* 100, 12765–12770.
- Macfadyen, S., Cunningham, S.A., Costamagna, A.C., Schellhorn, N.A., 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *J. Appl. Ecol.* 49, 690–694.
- MacLeod, A., Wratten, S.D., Sotherton, N.W., Thomas, M.B., 2004. 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agric. For. Entomol.* 6, 147–154.
- Maisonhaute, J.-E., Peres-Neto, P., Lucas, E., 2010. Influence of agronomic practices, local environment and landscape structure on predatory beetle assemblage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 500–507.
- Maudsley, M., Seeley, B., Lewis, O., 2002. Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 77–89.
- Meyer, B., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I., 2009. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic Appl. Ecol.* 10, 178–186.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-9. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 2614–2625.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78, 215–222.
- Pywell, R.F., James, K.L., Herbert, I., Meek, W.R., Carvell, C., Bell, D., Sparks, T.H., 2005. Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biol. Conserv.* 123, 79–90.
- Raymond, L., Sarthou, J.P., Plantegenest, M., Gauffre, B., Ladet, S., Vialatte, A., 2014. Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 99–105.
- R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org/>
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157–176.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., 2012. Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape Urban Planning* 105, 62–73.
- Sarthou, J.P., Ouin, A., Arrignon, F., Barreau, G., Bouyjou, B., 2005. Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae). *Eur. J. Entomol.* 102, 539–545.
- Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C., Tschardtke, T., 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *J. Appl. Ecol.* 42, 281–287.
- Schmidt, M.H., Thies, C., Nentwig, N., Tschardtke, T., 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *J. Biogeogr.* 35, 157–166.
- Sotherton, N.W., 1984. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Ann. Appl. Biol.* 105, 423–429.
- Speight, M.C.D., 2012. *Species Accounts of European Syrphidae (Diptera)*. The database of European Syrphidae, vol. 69. Syrph the Net Publications, Dublin, pp. 296.
- Symondson, W.O.C., Sunderland, K.D., Greenstone, M.H., 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annu. Rev. Entomol.* 47, 561–594.
- Tenhumberg, B., Poehling, H.M., 1995. Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany: aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 52, 39–43.
- Thies, C., Tschardtke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285, 893–895.
- Thomas, S.R., Noordhuis, R., Holland, J.M., Goulson, D., 2002. Botanical diversity of beetle banks effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 403–412.
- Tschardtke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecol. Appl.* 12, 354–363.
- Tschardtke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batary, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., Van Der Putten, W.H., Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 87, 661–685.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 110–117.
- Wamser, S., Dauber, J., Birkhofer, K., Wolters, V., 2011. Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 235–240.
- Woltz, J.M., Isaacs, R., Landis, D.A., 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152, 40–49.

HABITATS SEMI-NATURELS ET
HIVERNATION DES POLLINISATEURS

2

Locally-driven share-out of semi-natural habitat between the main insect pollinators in an agroecosystem.

Chabert Ariane¹, Bernard E. Vaissire^{2,3}, Gabriel Carr², Sarthou Jean-Pierre^{1,4}

¹INRA, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

²INRA, UR 406 Abeilles et Environnement, 84000 Avignon, France

³UMT Protection des Abeilles dans l'Environnement, Avignon, France

⁴Universit de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

Keywords: Pollination, Compositional landscape heterogeneity, Semi-natural habitats, Emergence trap, wild bees, syrphid flies.

1. Introduction

Animal pollination is one of the main regulating ecosystem services human well-being depends upon (Garibaldi et al., 2016; Klein et al., 2007). Indeed, for most crop species, a successful harvest relies on pollinating insects since they ensure their sexual reproduction (Klein et al., 2007). In the context of a growing human population and its resulting challenge in terms of food production and its environmental impact, potential decline of wild insect pollinators and its economic aftermath, are of increasing concerns (Gallai et al., 2009; Garibaldi et al., 2016; Potts et al., 2010). On the one hand, despite global yield increases for most crops, crops with greater pollinator dependence have lower mean and stability in relative yield and yield growth (Deguines et al., 2014; Garibaldi et al., 2011). Indeed, it has even been demonstrated recently that a deficit in pollinator abundance and diversity reduces the yields of entomophilous crops by 30% in small-holder farms in Africa, Asia and South-America (Garibaldi et al., 2016). On the other hand, wild insects often pollinate crops more efficiently than honey bees (*Apis mellifera*) due to their functional diversity (Martins et al., 2015) and an increase in their visitation rate enhances fruit set by twice as much as an equivalent increase in honey bee visitation (Garibaldi et al., 2013). The same authors also demonstrated that fruit set is promoted independently by flower visitation of wild insects and of honey bees, so that a high abundance of the former supplements rather than substitutes for pollination by the latter. Even when crops are not fully dependent on insect pollination, the presence of polli-

nating insects can positively affect the quality and/or quantity of the harvest. For instance, some oilseed rape cultivars can also be self- and wind-pollinated, but yields are increased by insect flower visitation (Lindström et al., 2015). Beyond crops, many wild plants rely on this ecosystem service (over 80% of the Angiosperm species depend on animals, and mainly insects, for their sexual reproduction - Ollerton et al., 2011) and it has been demonstrated the importance of functional diversity of plant-pollinator networks for the persistence of plant communities (Fontaine et al., 2006). Indeed, Biesmeijer et al. (2006) reported the parallel decline of pollinators and insect-pollinated plants in both the United Kingdom and the Netherlands.

Negative impacts of intensive agriculture on beneficial arthropods such as pollinating insects, are well known (Hendrickx et al., 2007; Kennedy et al., 2013; Tschardt et al., 2005; Winfree et al., 2009). Beyond lethal or sublethal toxicity of agrochemicals (Desneux et al., 2007), the loss of proper habitats for pollinating insects is one of the main causes of their decline (Potts et al., 2010). Soil disturbance leads to habitat loss for ground-overwintering or ground-nesting pollinators (Morandin et al., 2007; Shuler et al., 2005) such as many hover fly species and the majority of wild bee species in temperate regions (Michener, 2000; Potts et al., 2005). Additionally, landscape simplification through removal of semi-natural habitats (SNH), limits their access to flowers (unique food resource for both brood and adult wild bees and adult hover flies) and nesting sites. Hence, functional and species diversity

of wild insect pollinators on crops rely on both floral and nesting resource availability and complementarity within adjacent SNH (Potts et al., 2005; Zurbuchen et al., 2010b). Hence, maintaining pollination service in an agricultural landscape requires managing suitable nesting/overwintering habitats and floral resources within the foraging range of wild pollinators.

Wild bees (Hymenoptera, Apoidea, Apiforms) and hover flies (Diptera, Syrphidae), are the most important pollinators of entomophilous crops in temperate regions (Rader et al., 2016), but little is known about the ecological traits of their overwintering habitats, both for wild bees (Potts et al., 2005) and hover flies. As SNH such as hedgerows, moors, natural grasslands, woodlands or simple field margins are more stable habitats than cultivated ones (Burel and Baudry, 1990), they are potential habitats for nesting and overwintering insects within agricultural landscapes (Kim et al., 2006). And they are also habitats for wild flowers which are resources for these beneficial insects (Carreck and Williams, 2002). SNH can strongly differ over time and space due to soil characteristics, variations in plant species richness, vegetation structure, microclimate, and local and landscape characteristics. Hence, whether they all assume the same function for overwintering pollinators or not, is an important issue but largely unknown, and the great majority of studies to date consider SNH as a single land-use class. The main purpose of our study was to provide an insight into the role of several SNH types considered at the farm scale, as potential reservoirs of overwintering pollinators, and to investigate the effects of local and landscape characteristics on these communities. Particularly, we addressed the following questions:

- (i) Is landscape heterogeneity a major driver for overwintering site selection by wild pollinator communities?
- (ii) Do the abundance, diversity and species assemblage of pollinators vary among SNH types?
- (iii) Are there differences in the preference for local environmental parameters between hover flies and wild bees?

To do so, we conducted a study based on emergence data collected in various SNH in an agricultural landscape of South-Western France, with highly variable management intensity, soil characteristics, and plant composition among the different SNH types.

2. Material and methods

2.1. Study design

2.1.1. Study area

The study was conducted from January to July 2006 in South-Western France (43N, 1E), in the Gascony Hills and Valleys site, straddling Gers and Haute-Garonne Departments, which is one of the long term observation sites of the European LTER Network (LTER-Europe). The study region is a hilly area (200-400 m alt.) within a sub-Atlantic climate exposed to Mediterranean and mountain influences. Thus, the area is characterized by hot summers (monthly means for May to July 2006 of 21C, maximum temperature 27.3C, minimum temperature 12.8C and precipitation 144 mm) and cool winters (monthly means for January and February 2006 of 3.7C, maximum temperature 9.7C, minimum temperature -1.8C and precipitation 59 mm). The landscape is mainly composed of crop fields (winter wheat, winter barley, sunflower, sorghum, oilseed rape) and grasslands either natural or sown. Scattered fragmented oak forests represent the minor part (less than 20%) of the landscape.

2.1.2. Emergence survey

Overwintering pollinating insects were sampled using macro-emergence traps (modified Malaise traps to the design of M.C.D. Speight; B&S Entomological Services Co. Armagh, N. Ireland, UK, Fig. 1), set up in the field for 7 months, from the beginning of January to the end of July 2006 (see Sarthou et al. 2014). Each emergence trap covered a 1.8 m² surface area and was set up in such a way that walls were tightly fit to the ground. Emerging arthropods were collected at the top of the trap within a bottle filled with 70% ethanol (vol./vol.), and all the bottles were replaced every three weeks. Bees and hover flies were sorted out. All hover flies were identified at the species level in the lab. Bee specimens were washed and dried following Lebuhn (2013). Individuals were then pinned, labeled, and sent for identification to species to the respective authority for each genus (see Acknowledgements). All voucher specimens are now deposited in the bee collection of INRA Avignon. For taxonomy, we followed the nomenclature of Kuhlmann et al. accessed 2007-06-20 (<http://westpalbees.myspecies.info/>). Honey bees (*Apis mellifera*) were not caught in this study so that bees will be used synonymously with wild bees in the following unless stated otherwise. Functional traits of the captured species of hover flies were listed according to Speight et al. (2015).



Figure 1: Modified Malaise trap, set up for emerging insects studies.

2.1.3. Sampling sites and study design

All sampling sites where the traps were installed were located on three adjoining hilly farms, within a 1 km-radius, in order to assess the respective influence of both local and landscape characteristics. Local parameters concerned the trap scale: both inside the trap perimeter and within its immediate surroundings, i.e. in 3 m- and 15 m-radius circular zones. Landscape parameters were evaluated within 30 m- and 60 m-radius circular zones for the immediate landscape ones, and within 120 m-, 250 m- and 500 m-radius circular zones for the mid-distant landscape ones. By doing so, we could grasp the hierarchy of environmental conditions upon which farmers can have a hold over in their management. All the SNH we studied were included into four main categories of the level 2 of CORINE LandCover (CLC) classification (Bossard et al., 2000): (i) pastures, (ii) heterogeneous agricultural areas (i.e. Annual crops associated with permanent crops, Complex cultivation patterns, and Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation of the level 3 of CLC classification), (iii) shrub and/or herbaceous vegetation associations (i.e. Natural grasslands, Sclerophyllous vegetation, Transitional woodland-shrub of the level 3 of CLC classification), and (iv) forests (i.e. Broad-leaved forests of level 3 of CLC classification). A fifth category was present in the landscape but not studied, the arable land category (i.e. Non-irrigated arable land of the level 3 of CLC classification). Seven types of SNH were studied: forest interior (FI), South-facing forest edge (FES), North-facing forest edge (FEN), dry unmanaged grassland (UGD), wet unmanaged grassland (UGW), managed grass strip (CAP grass strip) either dominated by monocotyledonous plants (MGM) or

by dicotyledonous plants (MGD). Therefore they were representative of the great majority of the SNH that occur on farms of this LTER site. Apart forest-copse patches under 15 to 50 year-rotation management for fire wood, natural grasslands were the sole sampling sites under regular and direct management activities (lightly grazed by cattle), but they were unsown and unfertilized. Each of the 7 types of SNH was repeated 7 times in order to get the widest range of ecological (light, temperature, air humidity, soil dampness) and anthropogenic (managed or neglected state) conditions, due to agricultural activities, in each CLC category of SHN. Thus, 49 sampling sites were selected in total, chosen in such a way that besides the fact that they had to represent the widest array of environmental conditions potentially existing on Gascony farms, the distance between two sites belonging to the same SNH type was over 202 m. Indeed, for two 250 m-radius over-lapping circular zones, it is the distance beyond which there is less than 50% of overlap between both.

2.1.4. Environmental description

Field inspections were made to precisely characterize the SNH studied. Each sampling site was described according to 18 criteria that dealt with soil coverage, plant community composition, management, and soil (Table 1). Most of the criteria were based and adapted from the BioHab methodology for monitoring European habitats (Bunce et al., 2008). Vegetation within the emergence traps (see below) was characterized through four variables presented in Table 1. Plant richness and abundance were measured by recording the number of monocotyledonous and dicotyledonous species and assessing their relative abundance within the trap based on a cover-abundance scale derived from the Braun-Blanquet methodology. Plant height of the herbaceous layer was characterized using three height intervals: 0-40 cm, 40-90 cm and >90 cm. Within each trap, we visually estimated the percentage of total soil coverage by the herbaceous layer and measured the thickness of the litter layer. Management intensity was also recorded from the farmers as it is an essential parameter which strongly influences vegetation cover. Soil hardness was an unconfined compression strength determined as the mean value of five measures taken inside the trap perimeter just after trap removal, using a hand-held penetrometer with a 1 cm² probe. This sampling gave fairly homogeneous data for each trap and very different values between traps (from 30 to 1000 N/m²). All these compression strength measurements were made by the same person over a

single afternoon in order to avoid potential bias due to operator and temporal variations in soil humidity. Soil analyses were done by the national Soil Analysis Laboratory of INRA (<http://www.arras.inra.fr/>; Arras, France). The five fractions of granulometric analyses and the soil content in organic matter were determined based on 400-500 g samples of dry soil collected from 0 to 20 cm deep at random from two points inside the trap perimeter just after trap removal. Given that all these environmental features could not be recorded in all directions and at different distances around the traps, we described the immediate surroundings on the basis of the main vegetation structure in a 3 m- and a 15 m-radius circular zone in order to evaluate the degree of openness of each habitat at these two scales. Considering that beyond the distance of 15 m, the habitat type was generally another one, we decided to characterize the landscape context around each site, using four main categories of land occupancy: forest, arable land, grassland and fallow. Based on aerial photographs (BD ORTHO®, IGN, France; pixel size: 0.5 m) and intensive field surveys, the studied zone was digitized using a geographical information system (ArcGIS, version 9, ESRI®, Redlands, California) and the four main categories of land occupancy calculated at the five different radii described above (30 and 60 m for the immediate landscape and 120, 250 and 500 m for the mid-distant one). At each radius, landscape heterogeneity was represented by the ecotone length and variability was measured by the number of habitat plots per hectare (fragmentation). To represent the landscape habitat diversity and evenness, a Shannon diversity index was calculated using land occupancy proportions.

2.2. Data analysis

To examine the effect of SNH types on abundance and species richness, we performed analysis of variance. Homogeneity of variances of the variables was checked before testing using the Bartlett test. Since residuals showed non normal distribution (Shapiro test $p = 8.42 \times 10^{-14}$), the Kruskal-Wallis non-parametric method was chosen.

In order to assess the effects of environmental variables on the diversity of pollinators, we selected the most influent variables by performing linear model for each variable separately and comparing them using Akaike Information Criterion (AIC). We used log transformation of specific richness for bees so that normality of residuals could be achieved (Shapiro test

p -value = 0.608) and generalized linear model with Poisson family (link log) for hover flies for the same purpose. Though richness and abundance were highly correlated for both bees (Pearson's $r = 0.68$; $N = 49$; $p = 6.164 \times 10^{-8}$) and hover flies ($r = 0.78$; $N = 49$; $p = 4.145 \times 10^{-11}$) and because abundance was biased in some sites due to unexpectedly high number of the same species (see Results), only results concerning the effects of environmental variables on richness are presented here.

Differences in beta diversity as a measure of variation in community structure (Anderson et al., 2011) among habitat types were examined using a test of homogeneity of multivariate dispersion based on Anderson's modified Gower dissimilarity matrix (Anderson et al., 2006). Differences among groups were tested using ANOVA and pairwise permutations of distance to centroid values.

Redundancy Analysis (RDA) was used to study relations of species composition, first, to SNH type, and then to the two environmental data sets (i.e., local and adjacent - i.e. immediate plus mid-distant - landscape contexts). For each environmental variable and landscape description radius, we performed a forward selection to identify variables which significantly affected pollinator assemblage ($p < 0.05$ after 999 Monte Carlo permutations). Following the recommendations of Blanchet et al. (2008), risks associated with the forward selection were reduced by (i) performing forward selection only on models for which a global test with all explanatory variables was significant; (ii) using the adjusted coefficient of multiple determination as a stopping criterion in addition to the traditional significance level α (Borcard et al., 2011).

To identify the respective fraction of the variation observed in the community explained by local and adjacent landscape variables, we conducted a variation partitioning analysis on the previously selected variables. Adjusted R^2 is here used as the variation explained by each RDA model. It is an unbiased estimate of the contributions of each explanatory variable. Following (Peres-Neto et al., 2006), negative adjusted R^2 were considered as zero value. Species that appeared in less than five traps were excluded from the analyses. Abundance data were Hellinger-transformed to make them appropriate for linear analyses (Legendre and Gallagher, 2001) and qualitative variables such as habitat type were treated as dummy variables.

Table 1: Descriptive variables used for each study site and their scales. Most were based or adapted from the BioHab methodology for monitoring European habitats (Bunce et al., 2008).

Category	Criteria	Scale
Relative altitude	Altitude	m
Coverage	Soil coverage within the emergence trap	1 to 4 (bare soil to > 75% of coverage)
	Degree of openness within a 3-m radius circle around the em. trap (“enclose 3m”)	1 to 4 (open to close)
	Degree of openness within a 15-m radius circle around the em. trap (“enclose 15m”)	1 to 4 (open to close)
Phytosociology	Abundance of dicotyledons within the em. traps (% of dicotyledons / monocotyledons)	1 (0-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%), 4 (75-100%)
	Species richness of monocotyledons within the em. traps	Number of species
	Species richness of dicotyledons within the em. traps	Number of species
	Vegetation height within the em. traps	1 = at least 2/3 of the vegetation < 40 cm; 2 = at least 2/3 of the vegetation between 40 & 90 cm; 3 = at least 2/3 of the vegetation > 90 cm.
Management	Management index within and around the em. traps	1 = abandoned; 2 = unmanaged; 3 = neglected; 4 = intensively managed
Soil	Litter thickness	cm
	Moisture regime within the em. traps	1 to 4 (xeric to wet)
	Soil hardness within the em. traps	N/m ²
	Five fraction granulometry, within the em. traps: Clay (< 2 m), Fine and coarse silt (2-20 m and 20-50m), Fine and coarse sand (0.05-0.2 mm and 0.2-2 mm)	g/kg
	Organic matter, within the em. traps = volatile matter at 550°C	g/100g
Landscape context	Woodland	% area in each radius (30, 60, 120, 250 & 500 m)
	Arable land	% area in each radius (30, 60, 120, 250 & 500 m)
	Grassland	% area in each radius (30, 60, 120, 250 & 500 m)
	Fallow	% area in each radius (30, 60, 120, 250 & 500 m)
Landscape structure	Ecotone length	m in each radius
	Fragmentation	nb of plot/ha in each radius
	Diversity (Shannon index)	in each radius

All analyses were performed using R 3.0.2 (R Core Team, 2013) and the packages “vegan” (Oksanen et al., 2013) and “packfor” (Dray et al., 2013).

3. Results

We collected a total of 798 wild bees belonging to 77 species and 10 genera (Table 2). Forty species were found in more than two sampling sites and only 14 in more than 5 sites. The species were mostly solitary (39 species, 29% of the individuals) and primitively eusocial (16 species, 47% of the individuals), but two communal andrenid species were also found. Most of the collected individuals had a short tongue (90%) and were polylectic (77%). Due to the sampling method, almost all of the collected bees were ground nesting species: soil excavators (53 species, 82%) or their cleptoparasites (15 species, 8%). Fifty six of the 77 sampled species were listed on the Red List of endangered species of at least one European country and 4 of them in more than 4 countries (*Andrena hattorfiana*, *A. ferox*, *A. thoracica* and *A. bimaculata*).

The family of Syrphidae was represented by 306 individuals belonging to 34 species and 22 genera. Twenty-two species were found in more than two sampling sites and only 7 in more than 5 sites. Eighty-three percent of the collected individuals (22 species) belonged to species with zoophagous larvae, the rest being microphagous (15% of the individuals, 10 species) or, more rarely, phytophagous (2%, 2 species). For 28 species and 74% of the individuals, the overwintering stage is the larva. Most species (23 species) were also intolerant to flooding during their larval stage.

Table 2: Number of wild pollinators captured in the 49 emergence traps between 4 February and 21 July 2006.

Groups	Total number of individuals				Total species richness
	male	female	queen	Total	
Bees (Apiforms)	126	629	32	787	78
Hover flies (Syrphidae)	94	212	-	306	34

3.1. Effects of SNH types, local and landscape variables on abundance and species richness of wild bees and hover flies

3.1.1. Effects of SNH types on abundance and species richness of wild pollinators

No significant effects of SNH types were found on the abundance and richness of the whole pollinator community ($\chi^2 = 3.238$, $df = 6$, p -value = 0.779; $\chi^2 = 3.018$, $df = 6$, p -value = 0.807 respectively).

Likewise, there was no significant difference among SNH types for abundance ($\chi^2 = 11.539$, $df = 6$, $p = 0.073$) or species richness ($\chi^2 = 9.733$, $df = 6$, $p = 0.136$) of wild bees, nor for abundance ($\chi^2 = 8.927$, $df = 6$, $p = 0.178$) or species richness ($\chi^2 = 8.724$, $df = 6$, $p = 0.190$) of hover flies (Fig. 2). Wild bee abundances were biased in three sites by the emergence of the same species: 87 individuals of *Colletes cunicularius* and 140 of *Lasioglossum marginatum* within a trap on dry unmanaged grassland (UGD), 79 individuals of *Andrena ferox* under a forest interior (FI) trap, and 48 individuals of *Lasioglossum glabriusculum* on a South-facing forest edge (FES) site. This explains the nearly significant ($p < 0.1$) result on abundance and removing those three traps leads up to a much higher p value ($\chi^2 = 6.874$, $df = 6$, $p = 0.333$).

Though no significant difference was found among the different habitat types individually for either group, we observed FES, FI and UGD broadly showed the highest richness of wild bees while FEN and both MGD and MGM had the highest abundance and diversity of hover flies (Fig 2). Indeed, we observed a shift in pollinator communities from wild bees, dominating in FES, FI and UGD habitat types (84 to 95% of the communities on average), to hover flies in both managed grassland types (MGM and MGD) and FEN (54 to 76% of the communities on average; $F = 2.964$, $df = 6$, $p = 0.017$; Fig. 3).

3.1.2. Effects of local and landscape variables on abundance and species richness of wild pollinators

For each group, 4 to 5 variables were selected. They were all local or mid-distant landscape (120 m) variables and explained deviances (associated to these variables taken together) were 32.03%, 37.95% and 48.38% for wild bees, hover flies, and both, respectively. Soil parameters were the most influential on wild bee richness (Table 3.2). Apiform richness

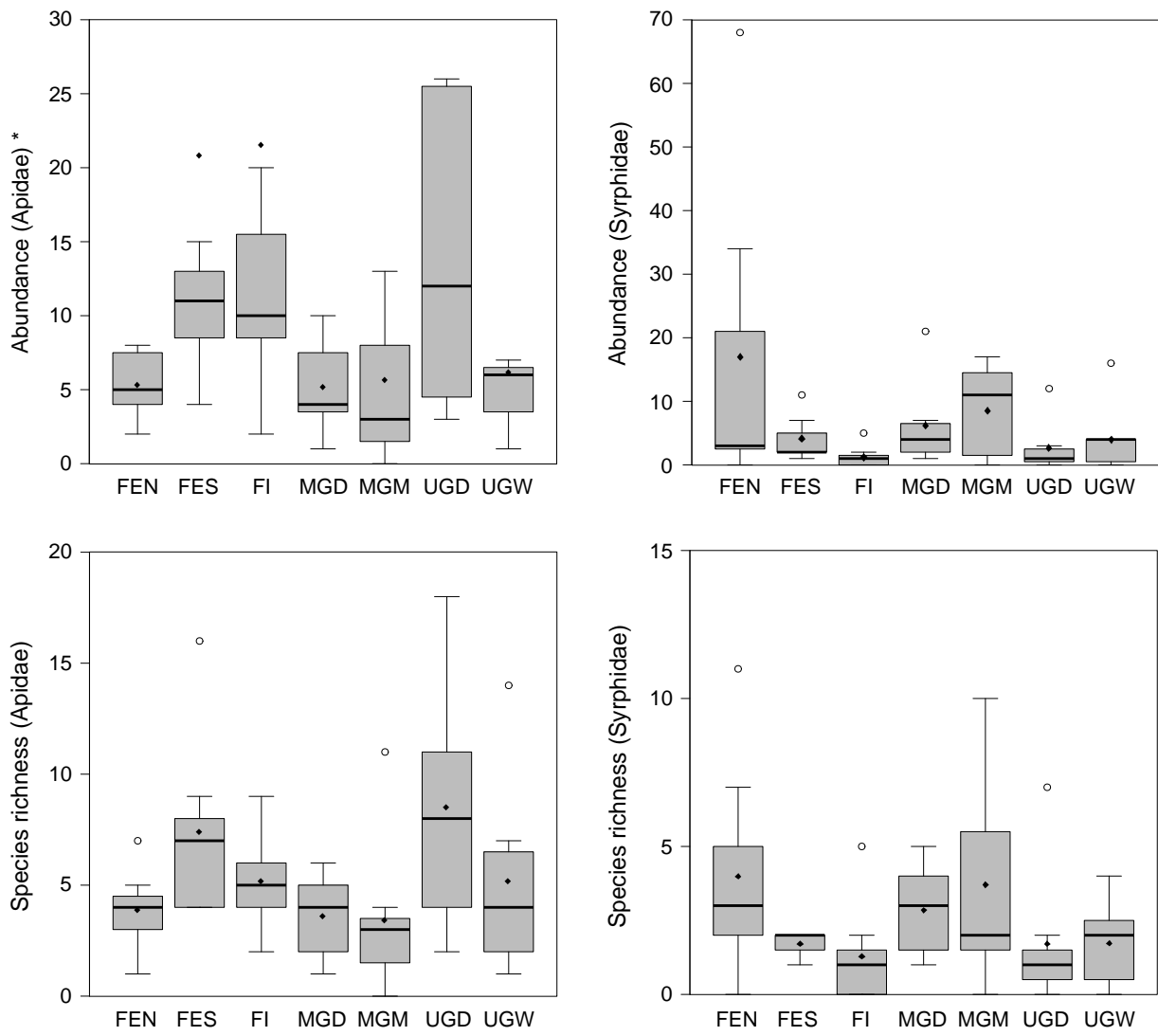


Figure 2: Abundance and species richness of bees and hover flies per habitat type. Means appears as black diamonds, outliers as empty circles.
 *Outliers removed for readability

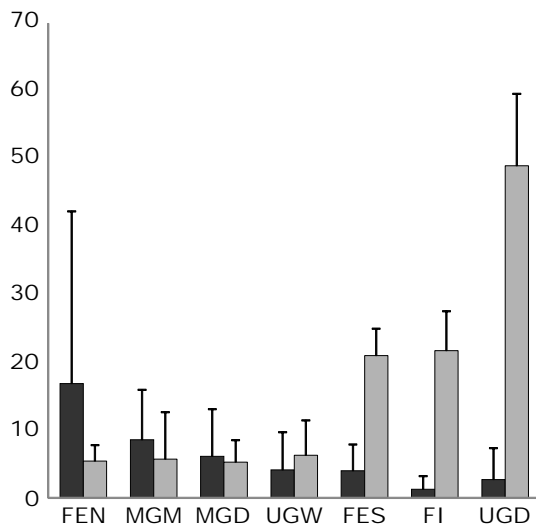


Figure 3: Shift in abundance from hover flies (Syrphidae; black columns) to bees (Apiforms; gray columns). Mean abundances and standard error per habitat type.

decreased in soils exhibiting thick litter, high moisture and high amount of coarse sand, but increased with the amount of fine silt. A higher diversity of wild bees was favored in unmanaged to neglected habitats. Hover fly richness was not affected by soil parameters, but was linked to vegetation parameters within and close to the traps. Higher richness was found in high vegetation and moderately opened area (within both 3-m and 15-m radius circles around the trap, very correlated: $r = 0.74$, $N = 49$, $p < 0.001$). While no landscape descriptor influenced significantly wild bee richness, medium surfaces of fallow and reduced surfaces of woodland within 120 m around the traps, improved hover fly richness. The whole richness of pollinators was influenced the same way by the same variables, especially soil granulometry, openness around the traps, and proportion of fallow area in the landscape. Interestingly, species richness of overwintering Apiforms and Syrphidae taken together was significantly higher in soil with high amount of organic matter while this variable was not significant for the two groups taken separately.

3.2. Effects of SNH types, local and landscape variables on species assemblages of wild bees and hover flies

No difference in the community structure (beta diversity) was found between SNH, neither for the

whole community (F value = 0.777; $p = 0.592$) nor for bees (F value = 1.629; $p = 0.163$) or hover flies (F value = 0.722; $p = 0.635$) taken separately.

Forward selection on the redundancy analysis allowed us to identify the most relevant factors affecting pollinator community. We found that no SNH type proved to structure either the wild bee or the hover fly assemblages.

Very few variables, related to both local and landscape description, were selected (Table 3.2) and the overall variation explained (as the adjusted R squared) by those selected variables represented only 7.07% of the observed variation for bees and 2.55% for hover flies. Local variables that shaped wild bee community were openness in a 15 m circular zone around the traps and the abundance of dicotyledons within the traps. As for landscape descriptors, habitat fragmentation at a 500 m scale was the only variable structuring species assemblage. Though these variables showed up as significant, their contribution to explain the variation never exceeded 2.5%. Soil coverage proved to be the only variable shaping hover fly community. When wild bees and hover flies were taken together, the selected variables at both local and landscape scales changed. Vegetation height was the most influential on pollinator assemblage structure followed by woodland surface within the immediate landscape (30 m-radius circular zone). These two variables explained together for 5.48% of the total variation within pollinator species assemblage.

Variation partitioning on selected variables revealed that local descriptors explained a more important part of variation in species assemblage than landscape ones (Table 5): 5.17% and 2.18% for wild bees with local and landscape variables, respectively, and 3.16% and 1.95% for overall pollinators with local and landscape variables, respectively.

4. Discussion

Gaining knowledge about overwintering habitats of service-provider insects is fundamental to estimate early spring service provision and landscape ability to sustain pollinator populations. Interestingly, observations on the two groups of pollinator insects as a whole community was pretty irrelevant because the two groups studied responded oppositely to similar factors. This result is consistent with the work led by

Table 3: Results of the variable selection on species richness. The selected models are expressed as $Richness\ Intercept + c1 * variable + c2 * variable^2$, after log transformation for bees and both pollinators and using a log-link function for hover flies. Explained deviance is expressed as D^2 . See §2.2. for details on the method.

	Bee richness (log transformed)					Hover fly richness (*)					Pooled pollinator richness (log transformed)				
	Intercept	Coefficient 1	Coefficient 2	F-value	D^2	Intercept	Coefficient 1	Coefficient 2	χ^2	D^2	Intercept	Coefficient 1	Coefficient 2	F-value	D^2
Local															
Coarse sand	2.29***	-3.40E-03***		14.09***	0.23						2.24***	-4.5E-03***		11.75**	0.20
Management	0.95*	1.01**	-0.22**	7.02**	0.23										
Fine silt	0.55	5.00E-03**		11.74**	0.20						-0.04	6.40E-03**		5.64*	0.11
Moisture	2.51***	-0.27**		11.43**	0.20										
Litter thickness	2.05***	-1.01*		6.26*	0.12										
Veg height						-0.30	0.56***		15.94***	0.14					
Enclose 3m						-1.11	1.94***	-0.40***	16.31***	0.14	0.36	1.05*	-0.19.	4.50*	0.16
Organic matter											0.12	0.20*	-5.3E-03*	4.03*	0.15
Landscape															
Fallow 120m						0.31	0.08***	-0.001***	20.94***	0.19	1.30***	3.30E-02	-4.0E-04	3.74*	0.14
Woodland 120m						1.27***	-0.02**		10.17**	0.09					

***: < 0.001; **: < 0.01; * < 0.05

9

Table 4: Local and adjacent landscape variables selected by forward selection procedure. Variables with a non-significant effect are not shown. The proportion of variation explained is given by the adjusted R^2 .

	Bees (Apiforms)			Hover flies (Syrphidae)			Pooled pollinators		
	F-value	P	% of variation	F-value	P	% of variation	F-value	P	% of variation
Local									
Enclose 15m	2.223	0.014	2.48%						
Abundance of dicotyledons	2.185	0.020	2.41%						
Soil coverage				2.255	0.037	2.55%			
Vegetation height							2.760	0.001	3.54%
Landscape									
500 m									
Fragmentation	1.925	0.038	1.89%						
30 m									
Woodland							1.967	0.015	1.94%

Table 5: Variance partitioning between local conditions and adjacent landscape contexts. The percentage of variation explained is given by the adjusted R^2 , following Peres-Neto et al. (2006).

Group	Bees (Apiforms)	Hover flies (Syrphidae)	Pooled pollinators
Local variables (%)	5.17**	2.55*	3.16**
Landscape variables (%)	2.18*	n.s.	1.95*
Local \cap landscape (%)		...	0.38

“ \cap ” indicates that the variation explained is the shared variation between the two components.

Variables without significant effect in a data set are reported as “n.s.”

“...” indicates that a shared component is not available because no significant variable was selected in one of the data set.

Cells are left blanked when the adjusted R^2 value was not interpretable (see Methods). ** < 0.05; * < 0.1

Sjödin et al. (2008) and emphasize the need of habitat diversity at the landscape scale to support efficient pollination service. In the following, we will mainly focus separately on wild bees and hover flies.

This study focused on a relatively low scale for landscape features (< 500 m). However, as shown previously for natural enemies (Sarhou et al., 2014), immediate (30 m) to small mid-distant (120 m) scales appeared as the most significant on species richness and structure of these communities, respectively. The sampling method using modified Malaise trap to capture emerging overwintering insects had not been used until now for pollinator insect assessments although Sardiñas and Kremen (2014) published for the first time the use of emergence traps to study the nesting preferences of wild bees at community level. No less than 77 wild bee species and 34 hover fly species (i.e., 8.4% and 7% of the total species recorded in France; Kuhlmann et al., 2006; Speight et al., 2015) were caught using this method (yet dealing with a really tiny proportion of the total area. Fig. 1). Some spectacular wild bee abundances were observed in three sites due to species known for forming important colonies (especially *Lasioglossum marginatum* [Danforth 2002]) or aggregation (*Andrena ferox* [Ayasse 1990], *Colletes cunicularius* [Cane & Teng 1981]). This method using emergence traps revealed to be equally, if not more, effective than previous techniques such as the use of trap nests, i.e. traps mimicking ideal nesting sites to sample nesting bees or their offspring (Steffan-Dewenter, 2003; Tschardt et al., 1998). Furthermore, this method has the very interesting feature to allow an actual assessment of the influence of local factors.

Soil coverage and texture proved to be among the most influential on pollinator insects overwintering

site selection. Yet, all the features that were found to be significant actually explained little of the observed variations of pollinator insect diversity (Table 3.2) and even less of the observed variation in the community structure (Table 3.2). Still, Potts et al. (2003) showed that while the main part of the variation within wild bee communities was due to food resources, 5 to 10% of the variation was probably imputable to nesting resources which is consistent with our findings.

Though hover flies and Apiforms are known for their high foraging ranges of some species (generally under 3 km for wild bees, probably more for hover flies, but can reach several tens for both taxon, especially migrant aphidophagous species; Greenleaf et al. 2007; Zurbuchen et al. 2010a), most landscape features did not affect the overwintering site selection. Indeed, the landscape fragmentation within 500 m around the trapping sites (number of habitat plots/ha) was the only variable that proved to significantly structure wild bee community (Table 3.2). Although these variations were small, they did influence their overwintering site selection. As for hover flies, a medium proportion of fallow lands around the SNH studied favored a higher abundance. Fallows are probably good overwintering and foraging sites for hover flies and may attract them towards the other SNH around.

Using the same experiment but focusing on natural enemies (Sarhou et al., 2014), zoophagous arthropods, i.e. mainly ground beetles, hymenopteran parasitoids and beneficial aphidophagous hover flies were favored by managed grasslands regardless of the dominant plants (monocotyledons or dicotyledons) in the emergence traps. Here, no significant difference was found between the SNH types as preferred overwintering sites for pollinating insects and only trends were found for wild bees and syrphid flies. Hover flies found suitable overwintering shelters in wet SNH such as managed grasslands, wet unmanaged grasslands and northern forest edges, while drier SNH gave shelter to the highest wild bee richness and abundance. If the preference of hover flies for wet habitats is consistent with our previous findings for zoophagous hover flies only, wild bees were more abundant and diverse in dry unmanaged grasslands and southern forest edges which were largely neglected by natural enemies (Sarhou et al., 2014). This preference of wild bees for sunlit and dry (or at least well drained) habitats is consistent with the results of Potts and Willmer (1997) for *Halictus rubicundus* and temperature is determinant for larval development and high humidity can be a threat for the

eggs and the pollen balls. Although very little is known for the nesting site selection of ground-nesting bees.

Features of local (within the trap) and immediate landscape were the most significant in the selection process of overwintering sites by wild pollinators, and relative moisture and sun exposure were the most influential ones. However, moisture regime of the soil appeared to be a significant parameter only for the ground-nesting bee species richness. In addition to moisture, Potts et al. (2005) and Sardiñas and Kremen (2014) also recognized soil hardness as an influential factor of nest-site selection. Here, this parameter did not appear as a significant parameter, but the highest soil hardness values were observed in FES and FI (574.57 ± 206.32 and 738.00 ± 98.61 respectively, against an average of 265.32 ± 153.44 for the five others; mean \pm sd), both of which were highly exploited by wild bees (18.5 and 19.3 % of individuals; 39 and 31.2 % of species respectively).

Overall, pollinator richness and, in a lesser extent, their abundance, increased in soils with a finer texture. Ground nesting wild bees are usually known to favor sandy soils for nesting Cane (1991); Sjödin et al. (2008). Here, the preference towards loamy soils may be due to better structural stability of the tunnels when the amount of coarse sand is lower. Soil coverage is also a determinant driver with opposite responses from wild bees and hover flies (Sjödin et al., 2008). The latter favored high vegetation around their shelter, probably for the better larval food resources it provided in autumn, inciting females to lay eggs in those SNH. On the other hand, wild bees seem to have avoided dense vegetation that maintains the soil too cold and moist in the fall and winter while the dense root exploration hinders nest excavation and endangers developing larvae (Wuellner, 1999). Here, overwintering-site selection was more dictated toward sites with low litter thickness.

Flowers are major resources that structure wild bee communities (Potts et al., 2003) and this feature has been assessed in our study through dicotyledonous plant abundance (Table 3.2). On our study site, flowers were mainly blooming on FEN, MGD and UGW in autumn and on FES, MGD and UGD during the emerging period in the spring and early summer (pers. obs.). Thus, while hover flies seemed to overwintered more on autumnal flowering SNH, wild bees elected to nest in those spring-blooming habitats. Focusing on the most abundant and common syrphid fly species in France, *Episyrphus balteatus*, Sarthou et al. (2005)

found correlation between fly and flower abundances and hover flies were mostly caught in flight on FES during autumn and winter. During this period, active adult hover flies are probably seeking for the better environmental conditions of the south-facing forest edges (FES) such as higher temperatures, less wind and rain. However, *E. balteatus* is a zoophagous species, as most of the species caught in this study, so it is highly probable that in autumn, females lay their eggs on the higher vegetation of FEN, where aphid populations are likely to be more preserved after a dry and hot summer. This would explain why spring in-flight catches were equivalent in both edges and why emergences of this species occurred more frequently on FEN (Sarthou et al., 2005), which is consistent with our findings on the overall hover fly community (see also Meyer et al. 2009). On the other hand, wild bee species tendency towards a habitat rather than another was more imputable to potential flower resources after winter (which can be appreciated through dicotyledonous abundance) and vegetation openness. These two parameters were already found to shape wild bee communities (Potts et al., 2005; Sjödin et al., 2008). Consistently with the findings of Sjödin et al. (2008), flower density, assessed here by the abundance of dicotyledonous plants within the emergence cages, rather than plant diversity exhibited a significant effect on the community composition (Table 3.2).

Furthermore, wild bees were not abundant in abandoned SNH and preferred SNH with some light management (such as, in present case, three-year or four-year mowing), while a previous study on foraging flower-visiting insects found this behavior on the impact of grazing for hover flies but not for wild bees (Sjödin et al., 2008).

Jauker et al. (2009) showed that dispersal abilities of bees and hover flies differed resulting in a spatial differentiation of pollinator community during the growing season, wild bees being central place forager and foraging close to SNH while hover flies foraged further within fields. Here we emphasized the fact that they even benefit differentially from SNH as overwintering shelters and that intrinsic features of these habitats, such as sun exposure and moisture or soil texture and coverage, were more favored by a taxon than the other resulting in a shift in pollinator community from one group to the other.

5. Conclusions and perspectives

For both wild bees and hover flies, knowledge on overwintering and nesting habitats is mostly derived from indirect assessment through field surveys and nettings during the flight season for hover flies (but see Schaffers et al. 2012) and nest trap for bees. Our study supports the conclusions of such indirect assessments since hover flies responded to the same local and landscapes factors (vegetation height, surface areas of fallow and woodland) for their overwinter-site selection, as they do during the flying season. Likewise, even though little is known of nest-site selection by ground nesting bees, this study permitted to confirm previous findings reporting sun exposure, ground humidity and soil composition as critical parameters (Potts et al., 2005; Sardiñas and Kremen, 2014; Wuellner, 1999). However, as discussed above, for hoverflies, individuals caught in-flight during autumn and winter are not looking for proper overwintering site but rather for scarce floral energy resources (Arrignon et al., 2007). Consequently, the study of in-flight insects for assessing overwintering habitats may also leads to misinterpretations and opting for using emergence trap instead might be more reliable while reducing bias due to the experimenter.

Wild bees and hover flies respond differentially to local and landscape features ensuring ecosystem resilience to pollination failure hazard (but see Cariveau et al. 2013). This implies for SNH management strategies to favor a large diversity and complementarity of SNH types at a scale compatible with the foraging range of pollinating insects and the pollination requirements of entomophilous crops. There may be a double benefit if these strategies meet also the requirements of the pest natural enemies. Indeed, these results together with those from Sarthou et al. (2014) which were derived from the same emergence traps, demonstrate that landscapes with varying or even contrasted features may lead to benefit both pollinators and natural enemies even though their ecological requirements differ widely from each other. This is reinforced by the fact that hover flies are doubly beneficial, on the one hand as pollinators of wild plants and cultivated crops at the adult stage and on the other hand as for zoophagous species as predators of non-pest and pest aphids at the larval stage. Furthermore, more suitable landscapes for pollinating insects may also benefit other ecosystem services (Wratten et al., 2012). Yet, our study highlighted that local enhancement strategy of a habitat will be probably more advantageous if specifically

targeted to the beneficial community (e.g. pollinator or natural enemies) which benefit most from that type of habitat, avoiding in addition any compromise effect between the two services (see Campbell et al. 2013). For instance, though unmanaged grasslands represent important support for overall biodiversity, we found that they offer better nesting sites for wild bees when dry while ground beetles benefit more widely from wet grasslands (Sarthou et al., 2014). In the end, preserving multifunctional biodiversity in agricultural landscapes may imply the spatial management of a wide range of not directly productive areas, including diverse inner qualities of those semi-natural habitats.

References

- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., Swenson, N. G., jan 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters* 14 (1), 19–28.
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., McArdle, B. H., jun 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9 (6), 683–693.
- Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.-P., Balent, G., Monteil, C., 2007. Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. *Ecological Modelling* 205, 423–436.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E., jul 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science (New York, N.Y.)* 313 (5785), 351–354.
- Blanchet, F. G., Legendre, P., Borcard, D., sep 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89 (9), 2623–2632.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Use R. Springer New York, New York, NY.
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Technical report, 4, European Environment Agency, Copenhagen.
- Bunce, R. G. H., Metzger, M. J., Jongman, R. H. G., Brandt, J., De Blust, G., Elena-Rossello, R., Groom, G. B., Halada, L., Hofer, G., Howard, D. C., Kováčik, P., Múcher, C. a., Padoa-Schioppa, E., Paelinx, D., Palo, a., Perez-Soba, M., Ramos, I. L., Roche, P., Skånes, H., Wrba, T., 2008. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23 (1), 11–25.
- Burel, F., Baudry, J., 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* 4 (4), 197–210.
- Campbell, A., Sutton, P., Wilby, A., Wackers, F., 2013. Improving pest control and pollination services in cider apple orchards by means of multi-functional flowering strips. In: Boatman, N., Green, M., Marshall, J., Musters, K., Peach, W., Peel, S., Siriwardena, G., Smith, B. (Eds.), *Environmental Management on Farmland*. Vol. 118 of *Aspects of Applied Biology*. Association of Applied Biologists, Warwick, pp. 283–290.
- Cane, J. H., 1991. Soils of Ground-Nesting Bees (Hymenoptera: Apoidea): Texture, Moisture, Cell Depth and Climate. *Journal of the Kansas Entomological Society* 64 (4), 406–413.

- Cariveau, D. P., Williams, N. M., Benjamin, F. E., Winfree, R., jul 2013. Response diversity to land use occurs but does not consistently stabilise ecosystem services provided by native pollinators. *Ecology letters* 16 (7), 903–911.
- Carreck, N. L., Williams, I. H., 2002. Food for insect pollinators on farmland: insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation* 6 (1), 13–23.
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C., may 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (4), 212–217.
- Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J.-M. M., jan 2007. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology* 52 (1), 81–106.
- Dray, S., Legendre, P., Blanchet, F. G., 2013. R package packfor: Forward Selection with permutation. URL <http://r-forge.r-project.org/projects/sedar/>
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M., 2006. Functional Diversity of Plant-Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities. *PLoS Biol* 4 (1), 1–7.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B. E., jan 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (3), 810–821.
- Garibaldi, L. A., Aizen, M. A., Klein, A. M., Cunningham, S. A., Harder, L. D., 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *PNAS* 108 (14), 5909–5914.
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-herrén, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., Ngo, H. T., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J., An, J., Blochtein, B., Buchori, D., Chamorro García, F. J., Oliveira da Silva, F., Devkota, K., Ribeiro, M. d. F., Freitas, L., Gaglianone, M. C., Goss, M., Irshad, M., Kasina, M., Pacheco Filho, A. J., Piedade Kiill, L. H., Kwapong, P., Nates Parra, G., Pires, C., Pires, V., Rawal, R. S., Rizali, A., Saraiva, A. M., Veldtman, R., Viana, B. F., Witter, S., Zhang, H., 2016. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science* 351 (6271), 388–391.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munnly, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlöf, M., Seymour, C. L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tscharntke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., Klein, A. M., 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339 (6127), 1608–1611.
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., Kremen, C., sep 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153 (3), 589–596.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44 (2), 340–351.
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., Wolters, V., 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* 24 (4), 547–555.
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A. L., Cariveau, D., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Cunningham, S. A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J. H., Elle, E., Gaines, H. R., A., L., Garibaldi, L. A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S. K., Jha, S., Klein, A. M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L., Neame, L. A., Otieno, M., Park, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B. F., Westphal, C., Wilson, J. K., Greenleaf, S. S., Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* 16, 584–599.
- Kim, J., Williams, N., Kremen, C., 2006. Effects of Cultivation and Proximity to Natural Habitat on Ground-nesting Native Bees in California Sunflower Fields. *Journal of Kansas entomological society* 79 (4), 309–320.
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274, 303–313.
- Kuhlmann, M., Ascher, J. S., Dathe, H. H., Ebmer, A. W., Hartmann, P., Michez, D., Müller, A., Patiny, S., Pauly, A., Praz, C., Rasmont, P., Risch, S., Scheuchl, E., Schwarz, M., Terzo, M., Williams, P. H., al., E., accessed 2007-06-20. Checklist of the western palaeartic bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). URL <http://westpalbees.myspecies.info/>
- Legendre, P., Gallagher, E., oct 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129 (2), 271–280.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., Lechowicz, M. J., feb 2015. Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 12–20.
- Meyer, B., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I., 2009. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology* 10 (2), 178–186.
- Michener, C. D., 2000. *The Bees of the World*, 2nd Edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Morandin, L. A., Winston, M. L., Abbott, V. A., Franklin, M. T., mar 2007. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? *Basic and Applied Ecology* 8 (2), 117–124.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner, H., 2013. R Package vegan: Community Ecology Package. URL <http://cran.r-project.org/package=vegan>
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., oct 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87 (10), 2614–2625.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6), 345–353.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'Eman, G., Willmer, P., 2003. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84 (10), 2628–2642.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S. P. M., O'toole, C., Dafni, A., Ne'Eman, G., Willmer, P., 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee and communities in a Mediterranean and landscape. *Ecological Entomology* 30, 78–85.
- Potts, S. G., Willmer, P., 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology* 22, 319–328.
- R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. URL <http://www.r-project.org/>

- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L. A., Garratt, M. P. D., Howlett, B. G., Winfree, R., Cunningham, S. A., Mayfield, M. M., Arthur, A. D., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalho, L. G., Chacoff, N. P., Entling, M. H., Foully, B., Freitas, B. M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S. R., Gross, C. L., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggard, S., Jauker, F., Klein, A.-M., Kleijn, D., Krishnan, S., Lemos, C. Q., Lindström, S. A. M., Mandelik, Y., Monteiro, V. M., Nelson, W., Nilsson, L., Pattenmore, D. E., de O. Pereira, N., Pisanty, G., Potts, S. G., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C. S., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H. G., Stanley, D. A., Stout, J. C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Vergara, C. H., Viana, B. F., Woyciechowski, M., jan 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (1), 146–151.
- Sardiñas, H. S., Kremen, C., 2014. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. *Basic and Applied Ecology* 15 (2), 161–168.
- Sarthou, J.-P., Badoz, A., Vaissière, B., Chevallier, A., Rusch, A., 2014. Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 194, 17–28.
- Sarthou, J.-P., Ouin, A., Arrignon, F., Barreau, G., Bouyjou, B., 2005. Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus baleatus* (Diptera: Syrphidae). *European Journal of Entomology* 102, 539–545.
- Schaffers, A. P., Raemakers, I. P., Sykora, K. V., 2012. Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *J Insect Conserv* 16, 511–522.
- Shuler, R. E., Roulston, T. H., Farris, G. E., 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology* 98 (3), 790–795.
- Sjödín, N. E., Bengtsson, J., Ekbom, B., 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology* 45, 763–772.
- Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J.-P., 2015. StN 2015. In: Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J.-P., Vanappelghem, C. (Eds.), *Syrph the Net* on CD, Issue 10. Syrph the Net publications, Dublin.
- Steffan-Dewenter, I., 2003. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. *Conservation Biology* 17 (4), 1036–1044.
- Tscharntke, T., Gathmann, A., Steffan-Dewenter, I., 1998. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology* 35, 708–719.
- Tscharntke, T., Rand, T. A., Bianchi, F., 2005. The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop-noncrop interface. *Annales Zoologici Fennici* 42 (4), 421–432.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., Le Buhn, G., Aizen, M. A., 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90 (8), 2068–2076.
- Wratten, S. D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., Desneux, N., sep 2012. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 159, 112–122.
- Wuellner, C. T., 1999. Nest site preference and success in a gregarious, ground-nesting bee *Dieunomia triangulifera*. *Ecological Entomology* 24, 471–479.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S., 2010a. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143, 669–676.
- Zurbuchen, A., Müller, A., Dorn, S., 2010b. La proximité entre sites de nidification et zones de butinage favorise la faune d'abeilles sauvages. *Recherche Agronomique Suisse* 1 (10), 360–365.

CONCLUSIONS DE LA PARTIE III

3

“ La différence se mesure parfois dans les plus infimes détails. ”

John Pawson, *Minimum*

PRÉDOMINANCE DES CARACTÉRISTIQUES LOCALES SUR LE PAYSAGE POUR LES CHOIX DE SITE D’HIVERNATION

L’acquisition et l’utilisation de paramètres paysagers pour l’étude de la biodiversité fonctionnelle des agroécosystèmes est souvent un élément un peu délicat. Le temps et les savoir-faire nécessaires sont souvent pas ou peu disponibles pour l’acquisition de ces données. C’est par ailleurs ce type de préoccupations qui nous a poussé à tester et adopter un protocole simplifié de description du paysage (*cf.* article en Annexes). C’est ainsi qu’un certain nombre d’études adopte par simplicité le % d’habitats semi-naturels (HSN) comme variable explicative de l’abondance ou la richesse en ennemis naturels notamment.

Or, en ce qui concerne les préférences en terme de site d’hivernation, que cela soit pour les ennemis naturels ou pour les pollinisateurs que nous avons étudiés, le type d’HSN s’est avéré particulièrement déterminant du groupe auxiliaires qui le valorisent. Quelques grandes lignes et similitudes entre différents taxa existent mais globalement, chaque type d’HSN va être exploité par un groupe plutôt qu’un autre et des différences notables s’observent au sein d’un même groupe fonctionnel (agents de biocontrôle des ravageurs ou de pollinisation). Les études qui prennent % d’HSN dans le paysage comme variable explicative trouvent souvent des résultats contradictoires selon les organismes étudiés. Ceci peut ainsi s’expliquer par l’inclusion sous une même variable d’habitats très différents comme les forêts, leurs lisières, les prairies et les bandes enherbées, qui n’ont finalement en commun que de ne pas directement fournir de production alimentaire.

De plus, au-delà du “grand type” d’habitat dans lequel chaque HSN peut être classé, différentes qualités et propriétés du milieu sont recherchées par les auxiliaires et peuvent influencer le choix du site d’hivernation au-delà de cette classification. Le passage de la saison froide est un élément critique des cycles de vie de tous les êtres vivants. Le passage en diapause, les risques de gel, l’humidité sont

autant de risques que l'animal va devoir subir pendant plusieurs mois. Il devra également s'assurer de la présence de ressources alimentaires lorsque son activité reprendra. De plus, tous les auxiliaires n'hivernent pas au même stade. La plupart hivernent au stade larvaire, certains sous forme d'œufs et quelques uns au stade adulte. Ces différences impliquent nécessairement des besoins différents en terme de type de sol, de végétation, de ressources printanières, etc. De plus, les émergences n'ont pas toutes lieux au même moment. Nos relevés se sont arrêtés en juin, mais potentiellement certains organismes pouvaient continuer à émerger pendant l'été, notamment des abeilles sauvages.

Ainsi, les ennemis naturels privilégieront plutôt les bandes enherbées et négligeront les prairies trop sèches et l'intérieur des forêts. On retrouvera des syrphes, des carabes, des hémiptères et des parasitoïdes hivernant dans les bandes enherbées quelle que soit la dominante de végétation spontanée (dicotylédones ou monocotylédones). Les lisières de forêts abritent également quelques syrphes mais aussi des neuroptères, et finalement seules les coccinelles se retrouvent majoritairement à l'intérieur des forêts.

Les abeilles quant à elles se retrouvent dans les espaces secs, ensoleillés ou au sol compact comme les prairies sèches, les lisières de forêt exposées au sud et même les intérieurs de forêt, plutôt négligés par les ennemis naturels (y compris les syrphes, qui sont également de bons pollinisateurs).

Cette diversité des préférences en termes de sites d'hivernation permet donc une résilience des services de régulation assurés par ces organismes à condition que suffisamment d'habitats divers soit présents à proximité des parcelles agricoles. L'exemple le plus contrasté est celui du service de pollinisation. La comparaison entre les deux groupes d'insectes étudiés a particulièrement mis en avant la complémentarité d'utilisation des ressources en sites d'hivernation entre les syrphes et les abeilles, les uns utilisant tout particulièrement les sites que les autres ignorent. Particulièrement, le contraste entre la valorisation de la lisière nord ou sud d'une même forêt par les syrphes ou les abeilles respectivement, est particulièrement intéressant pour le producteur qui profitera du service de pollinisation pour ses parcelles proches d'une forêt quelle que soit leur position par rapport à celle-ci.

Contrairement à ce qu'on pourrait penser, les forêts ont beau être un habitat riche et spontané, elles ne sont pas spécialement un refuge hivernal pour les auxiliaires (si ce n'est les coccinelles et quelques abeilles). Finalement l'écotone présentée par les lisières est bien plus valorisée par les auxiliaires avec une différenciation marquée selon l'exposition de celle-ci. Ce constat renforce l'observation que les surfaces en HSN dans le paysage sont finalement peu influentes sur la présence ou non d'un groupe d'auxiliaire hivernant. En effet, ce n'est pas tant la présence importante d'un seul habitat qui va favoriser la biodiversité utile que la diversité de ceux-ci et la présence d'écotones entre ces habitats. Dans notre étude, seules les forêts ont été traitées avec une distinction entre le bord et le centre de l'habitat. Cependant, même si l'effet est probablement plus marqué pour les forêts on peut s'attendre à trouver quelque chose de similaire pour les autres HSN de grande surface. Par ailleurs, on remarque que parmi les HSN que nous avons étudiés, les habitats linéaires ont été ceux présentant le plus de contraste et souvent les plus grandes abondances.

IMPLICATIONS SUR LA CAPACITÉ D’ACTION DES AGRICULTEURS

La question de la conservation de la biodiversité des milieux agricoles est souvent un sujet sensible pour les agriculteurs. L’acceptation du rôle qu’ils pourraient jouer pour la conservation est en général difficile du fait de l’impression de conflit potentiel entre protection des cultures (avec des produits phytosanitaires) et conservation de la biodiversité (Power 2010). De plus, du fait que les habitats naturels et la diversité du paysage sont reconnus comme sources de biodiversité, ils se sentent peu concernés par cette échelle qui dépasse le cadre de leur exploitation.

Il est évident que tous les agriculteurs ne peuvent pas se permettre de replanter des arbres, d’abandonner une parcelle pour en faire une friche, semer des fleurs, etc. Il est également compréhensible que la limitation du recours aux insecticides soit une contrainte très importante.

Pourtant plusieurs éléments de notre étude démontrent la capacité d’action des agriculteurs sur la conservation de la biodiversité.

Tout d’abord, les effets du paysage à grande échelle (500 m dans cette étude) sur l’utilisation d’un site d’hivernation sont faibles voire complètement absents. Les ennemis naturels et les pollinisateurs hivernants sont plus structurés par les paramètres locaux que par le paysage. Il y a donc un réel intérêt à favoriser la richesse en habitats aux abords des parcelles, à l’échelle de son exploitation. D’autant que nous avons vu dans cette étude que la présence de parcelles cultivées dans le paysage peut avoir des impacts positifs sur certains ennemis naturels qui y trouvent leurs ressources alimentaires.

Ensuite, les habitats de petites surfaces, plutôt linéaires, sont à préférer aux grands espaces constitués d’un seul habitat (comme une forêt). Par ailleurs, l’habitat finalement le plus intéressant pour une communauté riche et diverse en ennemis naturels est la bande enherbée. Or nous avons dans cette étude concentré notre travail sur les bandes enherbées PAC, qui sont donc une contrainte réglementaire. Ces bandes d’herbes sont donc déjà présentes sur la plupart des exploitations et ne représentent donc pas une perte de surface supplémentaire. De plus, ce sont des habitats qui ne demandent pas beaucoup d’entretien et laisser une végétation spontanée s’y développer est d’autant plus intéressant pour la diversité des insectes qui la choisiront pour hiverner. On pourrait par ailleurs conseiller de ne pas traiter trop près des bandes enherbées, afin de favoriser l’activité des ennemis naturels sur les bords de parcelles tout en maintenant un contrôle chimique sur l’essentiel de la parcelle si besoin est.

De plus, si ce n’est l’intérieur des forêts qui s’est avéré le moins exploité par les insectes hivernants, il n’y a pas vraiment d’habitats “inutiles”. Quelle que soit la bordure, sa pente, son sol, son exposition, elle sera valorisée par un groupe d’auxiliaires ou un autre comme site d’hivernation et un peu d’entretien de temps en temps est plutôt favorable à la biodiversité. Par exemple, on pourrait conseiller de réaliser une rotation dans les travaux de défrichage des bordures, de forêts notamment,

afin d'obtenir différents niveaux de végétation favorisant localement plutôt les abeilles ou plutôt les syrphes ou encore d'autres EN.

Enfin, les prairies restent un habitat intéressant quel que soit leur nature, plutôt sèche ou humide. Les exploitations ayant un atelier d'élevage bénéficieront donc de la diversité supplémentaire en termes d'habitats que leur offre la possibilité de faire alterner cultures et prairies dans leur rotation et leur assolement.

MISE EN PERSPECTIVE PAR RAPPORT AU RÉSEAU SERACC

Il s'est avéré au fil de mon travail de thèse que nous nous apercevions que les agriculteurs de notre réseau présentaient une mutation de leur perception de la biodiversité et des espaces non productifs en fonction de leur implication dans un type d'agriculture plus agroécologique, que cela soit l'agriculture biologique ou l'agriculture de conservation.

Nous n'avons malheureusement pas pu approfondir cet aspect (relevant plus de la sociologie que de la biotechnique) mais lors des enquêtes préliminaires qui nous ont servi à constituer le réseau nous avons inclus une question sur leur perception de la biodiversité. Si le sentiment général, quel que soit le type d'agriculture, est plutôt positif et serait de nature plutôt enclin à aider à la préserver, le terme inspire toujours méfiance de la part d'un certain nombre de producteurs qui se sentent parfois mis en défaut, soulignent le fait que la biodiversité implique également les ravageurs et sont peu convaincu de la compatibilité entre préservation de la biodiversité et pérennité de leur entreprise.

Cependant, les agriculteurs les plus impliqués dans l'agriculture biologique notamment, mais également dans l'AdC présentent pour la plupart une volonté plus engagée de préserver les organismes en général et les auxiliaires en particulier. De manière récurrente, les agriculteurs qui optent pour l'AdC parlent très vite de la préservation des vers de terre par exemple. Les agriculteurs en bio, pour leur part parlent facilement de carabes et d'araignées.

Fait intéressant, dans notre réseau nous avons constaté que les agriculteurs en bio avaient une diversité en habitats semi-naturels sur leur exploitation supérieure aux autres. Et ce indépendamment de leur situation géographique et paysagère. Tout particulièrement, les agriculteurs combinant bio et AdC, sont ceux dont la diversité était la plus élevée.

L'adoption de l'agroécologie ne se limite donc pas à un ensemble de pratique intra-parcelle mais bien à une prise en compte globale des habitats présents sur l'exploitation, qu'ils soient cultivés ou non. Les producteurs engagés dans l'agroécologie n'hésitant pas à valoriser des espaces non productifs au bénéfice de la biodiversité.

IV

**Services produits agricoles et environnementaux :
performance agroenvironnementale des systèmes
conventionnels et innovants.**

1 INTRODUCTION DE LA PARTIE

Dans un contexte agricole difficile, les alternatives à l'agriculture conventionnelle se doivent d'être économiquement compétitives tout en maintenant les niveaux de production pour subvenir à la demande alimentaire. Ces questions font encore débats pour l'agriculture biologique malgré son adoption grandissante tant par les consommateurs que par les producteurs. Quant à l'agriculture de conservation, ces performances sont toujours questionnées. Les dernières revues sur le sujet montrent globalement des résultats encourageants avec des niveaux de rendements équivalents à l'agriculture conventionnelle bien que parfois légèrement inférieurs, mais surtout bien plus résilient au stress hydrique, pouvant alors aboutir à des rendements bien supérieurs. Néanmoins des controverses persistent et des références dans divers contextes sont encore nécessaires, notamment *via* des cas d'études identifiant clairement l'AdC telle que préconisée par les agriculteurs et définie par la FAO.

En cela, le dispositif permis par notre réseau d'agriculteurs s'avère être une belle opportunité d'étudier les performances de l'AdC au travers d'une diversité de pratiques dans une région très agricole comme l'Occitanie. De plus, si on s'intéresse beaucoup aux rendements comme service de production des agroécosystèmes, les systèmes de production innovants peuvent potentiellement rendre d'autres services, notamment en termes de conservation de la biodiversité. Du fait de son orientation première, visant la conservation des sols, beaucoup d'études se sont intéressées à la biodiversité des sols en AdC. Néanmoins, comme nous l'avons évoqué dans les parties précédentes, cette forme d'agriculture permet un certain enrichissement des habitats présents sur et aux abords de la parcelle agricole, pouvant ainsi profiter à la biodiversité au-delà du compartiment sol. La biodiversité générale a souvent été abordée dans des études comparant AB et agriculture conventionnelle, mais cette biodiversité a très rarement été étudiée en AdC.

Cette partie de notre étude s'attarde ainsi plus particulièrement sur les services produits par l'agroécosystème. Je commencerai pas présenter rapidement la diversité des pratiques et des situations de production rencontrées dans notre cas d'étude. Puis je dresserai un rapide portrait des performances agro-environnementales des différents systèmes.

2 DIVERSITÉ DES EXPLOITATIONS DU RÉSEAU

Le choix de l'approche semi-expérimentale pour notre étude implique une limite majeure à savoir la diversité des situations rencontrées. Pour parer cette difficulté, nous avons multiplié les parcelles d'étude (individus statistiques) afin de tenter de mettre en évidence des effets transverses quelle que soit la situation. Néanmoins, multiplier les cas revient à multiplier d'autant les situations rencontrées et rend difficile de rendre compte de la diversité des exploitations sur lesquelles nous avons fait nos mesures.

Il semble pourtant primordial de prendre en compte ces données pour comprendre et interpréter les résultats de notre étude. Nous avons choisi de distinguer les éléments sur lesquels l'agriculteur

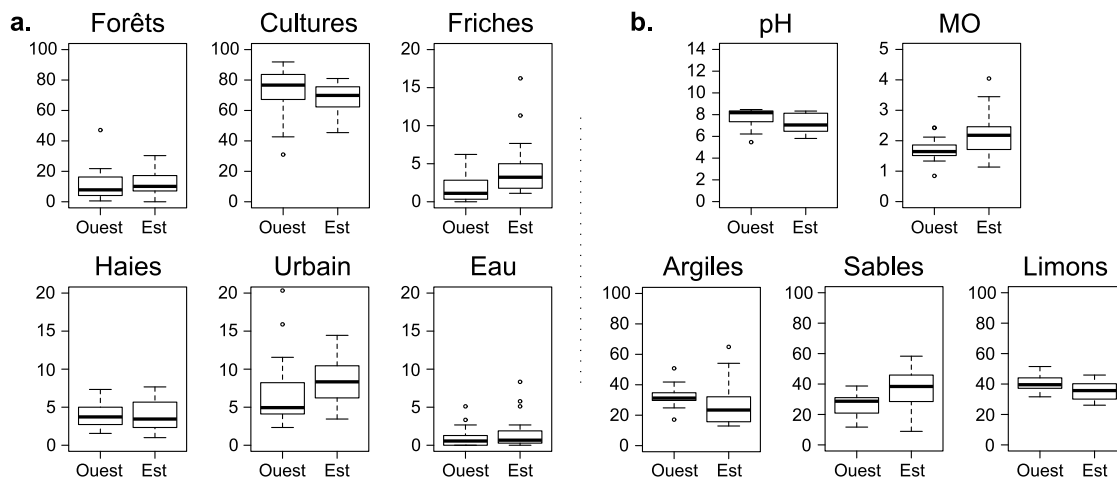


FIGURE IV.1 – Comparaison des parcelles des secteurs est et ouest en termes de (a.) composition du paysage adjacent et (b.) composition des sols. Les différents éléments du paysage sont exprimé en pourcentage de la surface occupée dans un rayon de 1.5 km autour de la parcelle d'étude. Le taux de matière organique (en %), d'argiles, de limons et de sables (en %).

n'a pas (ou peu) d'emprise, la situation de production, des éléments directement en lien avec ses pratiques que nous qualifions de gestion des cultures. Dans les parties II et V, les données concernant les situations de productions et les modes de gestion ont été traités au moyen de MFA (*multifactorial analysis*) et notamment une typologie des situations de production a été proposée dans la partie V. Ici, il m'a ainsi semblé intéressant de compléter ces approches statistiques par une présentation plus empirique de la diversité des situations de production et des modes de gestion avant de parler des performances de production.

Situations de production Deux aspects peuvent être critiques en termes de situation de production : la diversité des sols et celle des paysages.

Tout d'abord, comme présenté dans les parties précédentes, le terrain d'étude présente deux situations géographiquement distinctes, ce qui, comme nous l'avons vu pour la régulation des pucerons (*cf.* Partie II), peut significativement influencer l'expression de certains services.

Globalement les paramètres que nous avons choisi pour décrire le paysage ne permettent pas de faire une distinction entre les secteurs (Fig. IV.1a.). Le paysage de la région d'étude est à dominante agricole avec toujours moins de 20 % de forêts dans les 1.5 km autour de la parcelle. L'analyse des données du RPG nous renseignent sur l'existence de différences de types de productions, notamment la présence de plus de prairies temporaires à l'est liée à l'élevage, mais le type de description que nous avons utilisé ne permettait pas d'entrer dans ces détails (*cf.* article en Annexes). On remarque tout de même que les friches sont en moyenne un peu plus abondantes à l'est qu'à l'ouest. Sous ce libellé "friches" sont incluses les zones faiblement productives dont certaines prairies permanentes. Le

fait qu'il y ait plus de friches à l'est soulignant ainsi la présence plus marquée de l'élevage dans ce secteur (ce qui par ailleurs se retrouve dans notre réseau, voir § suivant et Fig. IV.2).

Une seule parcelle se trouvait être proche d'une grande étendue d'eau, couvrant environ 8 % de la surface dans un rayon de 1.5 km. Néanmoins, que cela soit à l'est ou à l'ouest, dans la majorité des cas (70 % des parcelles du réseau) un cours d'eau passait à proximité de la parcelle d'étude (< 1.5 km). En moyenne, les surfaces en haies n'étaient pas différentes entre les deux secteurs et peu de variabilité entre exploitations n'est également notable. En revanche, quelques parcelles se démarquent en termes de paysage du fait de leur situation nettement plus urbaine que les autres.

En ce qui concerne la diversité des sols rencontrés dans l'étude, la différence entre l'est et l'ouest est en revanche plus marquée (Fig. IV.1b.). L'ouest présente globalement des sols plus homogènes, y compris sur les parcelles géographiquement isolées par rapport au autres. Ces sols sont majoritairement argilo-limoneux et sont en moyenne plus alcalins qu'à l'est (pH moyen = 7.80 ± 0.76) avec un taux de matières organiques plus faible ($16.9 \pm 3.3\%$). L'est en revanche, correspondant à la partie nord du département du Tarn, se distingue par la diversité des situations rencontrées. Les sols sont en moyenne plus acides (7.23 ± 0.87) et le taux de matière organique varie de 8.4% à 59.38% ($23.1 \pm 10.1\%$ en moyenne). En termes de textures, les sols sont globalement moins limoneux (35.3 ± 5.5 contre 40.9 ± 5.1 à l'ouest) mais varient beaucoup en quantité d'argiles et de sables (de 10 % à 60 % pour l'un comme pour l'autre).

Pratiques agricoles Un élément important de la diversité des exploitations du réseau qui n'a pas été évoqué jusqu'à maintenant est la présence d'un atelier d'élevage sur 31 des 53 exploitations du réseau. Notre étude s'est concentrée sur les productions de grandes cultures mais la présence d'un élevage peut considérablement influencer les performances des cultures du fait de (i) la disponibilité d'amendements organiques sur la ferme, (ii) la présence de prairies dans la rotation et l'assolement et (iii) la possibilité de valoriser certaines cultures et donc les inclure dans la rotation. On peut donc s'attendre que le fait d'avoir un élevage sur l'exploitation ait un impact sur divers services écosystémiques et notamment influencer la performance des systèmes alternatifs. Les élevages sont nettement plus présents à l'est où pratiquement tous les participants à l'étude ont au moins un atelier d'élevage (Fig. IV.2). Pour 8 des 11 éleveurs de l'ouest et 19 des 20 de l'est, cet élevage est un élevage de bovins, généralement bovin viande (20 sur les 27), parfois accompagné d'un second atelier volaille (7 exploitations) ou porcin (3 exploitations). Les trois élevages non bovins à l'ouest sont un élevage d'agneaux et deux élevages de volailles (l'un de cailles et l'autre de poulets de chair). A l'est, le seul élevage non bovin est un élevage ovin.

Globalement les pratiques de travail du sol sont assez équitablement réparties entre les deux secteurs et entres les exploitations avec et sans élevage (Fig. IV.2). Les TCS sont légèrement majoritaires du fait de la diversité des pratiques que ces techniques recouvrent et également du fait de la façon dont le réseau a été monté (la plupart des participants sont des producteurs à minima curieux des pratiques alternatives). Cependant, lorsque l'ont s'intéresse aux deux autres piliers de l'AdC, 40 %

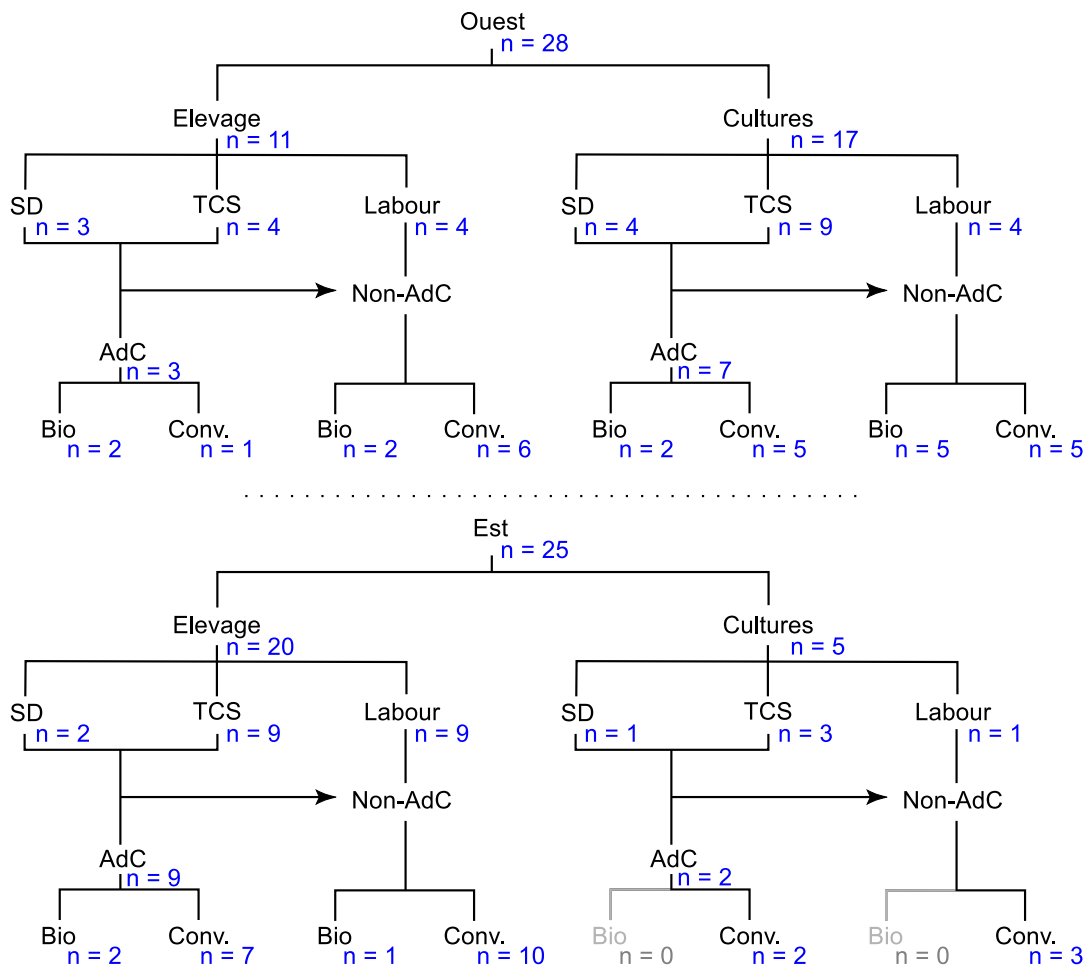


FIGURE IV.2 – Schéma récapitulatif de la répartition des effectifs (n) d'exploitations du réseau SERACC selon le secteur, la présence d'un atelier d'élevage, leurs pratiques de travail du sol et l'application des pratiques de l'agriculture de conservation ou de l'agriculture biologique.

des exploitations en non labour s'avèrent ne finalement pas respecter complètement les principes de l'AdC. Parmi eux, trois exploitations en semis direct ont été écartées ici du fait de leurs rotations un peu courtes (trois espèces cultivées) néanmoins, ces trois exploitations pratiquent les TCS avec succès depuis plus de 15 ans et le semis direct depuis 7, 12 et 13 ans respectivement. La réussite de leur système, même avec une rotation relativement courte reposant sur l'utilisation réussie des couverts végétaux d'interculture. Ces trois exploitations ont donc été gardées comme étant en AdC dans la partie V. Toutes les autres exploitations en semis direct respectaient complètement les principes de l'AdC.

Aucune parcelle n'a reçu d'irrigation pendant l'étude car toutes n'avaient pas la possibilité d'irriguer et nous ne voulions pas ajouter ce facteur à l'étude. Les rendements présentés sont donc les rendements pour la culture en sec sur l'année 2014-2015.

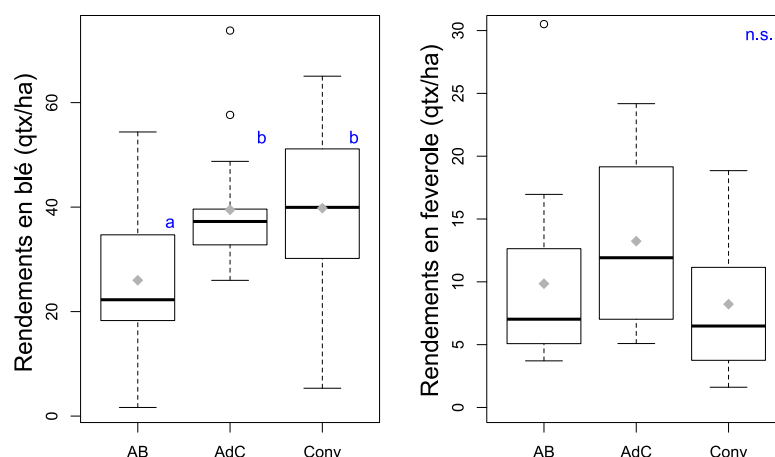


FIGURE IV.3 – Rendements en quintaux par hectare en blé et en féverole par type d'agriculture : Biologique (AB), de Conservation (AdC) ou Conventionnelle (Conv). Les rendements ont été estimés par échantillonnage. Les lettres en bleu indiquent des moyennes significativement différentes.

3 QUELQUES APPRÉCIATIONS SUR LES PERFORMANCES AGRONOMIQUES ET ÉCOLOGIQUES

3.1 Productivité en agriculture conventionnelle, biologique et de conservation

De manière générale, sur l'ensemble du réseau, quel que soit le mode de gestion, les rendements ont été assez faibles comparés à la moyenne régionale de l'année, tant pour le blé (36 ± 15 qtx/ha sur le réseau contre 55 qtx/ha en moyenne en Midi-Pyrénées) que pour la féverole (10 ± 7 qtx/ha contre 21 qtx/ha dans la région ; FranceAgriMer 2016). Les rendements présentés ici ont été mesurés sur la sous-parcelle traitée pour représenter au mieux les pratiques de l'agriculteur.

Les rendements en blé ont été équivalents entre l'AdC et l'agriculture conventionnelle (39.5 ± 12 qtx/ha et 39.8 ± 16 qtx/ha respectivement ; Fig. IV.3). On remarque que l'AdC présente une variabilité un peu plus faible, les rendements étant compris entre 26 qtx/ha et 74 qtx/ha contre 5 qtx/ha à 65 qtx/ha pour l'agriculture conventionnelle. Trois parcelles ont présentés des rendements bien trop faibles (< 10 qtx/ha) pour être considérés comme des données exploitables. Deux d'entre elles entrent dans la catégorie "agriculture conventionnelle", la dernière étant une parcelle en agriculture biologique, mais toutes trois sont des parcelles qui ont été menées en TCS, dans des rotations simples et sans interculture. Ces trois parcelles ont été retirées de l'analyse dans la partie V du fait qu'elles ne peuvent pas être considérées comme des systèmes viables d'autant que l'historique de chacune d'elle explique l'aspect aberrant de ces données et justifie leur exclusion : deux d'entre elles sont d'anciennes prairies et les producteurs sont respectivement éleveur et viticulteur, l'un comme l'autre reconnaissant ne pas être à l'aise avec la production de céréales et ne pas encore maîtriser les TCS ; la troisième parcelle se trouve sur une exploitation en pleine succession et conversion en agriculture biologique, la parcelle d'étude était la seule en céréales pendant l'année d'étude, tout le reste de l'exploitation étant en luzerne pour la conversion.

L'agriculture biologique en revanche présente en moyenne des rendements significativement plus faibles que les deux autres systèmes de production ($F = 4.66$, $df = 2$, $p-v = 0.017^1$) avec une moyenne de 26 ± 13 qtx/ha.

Pour ce qui est de la féverole, aucune différence significative n'a été observée entre les différents systèmes de production ($F = 1.94$, $df = 2$, $p-v = 0.169$), malgré quelques valeurs plus élevées observées en AdC (moyenne = 13.2 ± 7 qtx/ha contre 9.9 ± 8 qtx/ha et 8.2 ± 6 qtx/ha en AB et en conventionnelle resp.). Cette légère tendance à de meilleurs résultats en AdC peut s'expliquer en partie par la meilleure connaissance de cette culture de la part de ces agriculteurs qui la choisissent souvent dans leur rotation ou dans leurs couverts alors qu'elle n'est pas encore très produite en agriculture conventionnelle.

Pour ce qui est de la qualité sanitaire des cultures, aucune différence n'a été observée entre les trois modes de culture testés ici, que cela soit pour le blé ($LR\chi^2 = 2.82$, $df = 2$, $p-v = 0.244$) comme pour la féverole ($LR\chi^2 = 2.59$, $df = 2$, $p-v = 0.273^2$).

Que cela soit pour le blé ou la féverole, aucune différence significative n'a été observée entre l'est et l'ouest ou entre les exploitations avec et sans élevage ni pour les rendements ni pour la pression en maladies cryptogamiques.

3.2 Performances environnementales en agriculture conventionnelle, biologique et de conservation

En ce qui concerne les performances environnementales des exploitations du réseau, les résultats des enquêtes DIALECTE (cf. Partie I § 3.1.3) sont un moyen rapide d'avoir une vue globale de la durabilité agro-environnementale de chaque exploitation dans son ensemble ainsi que son impact sur l'environnement. Les résultats de ce diagnostic se présentent sous forme de notes. Une note globale sur 100 est attribuée à chaque exploitation et se décompose en une note sur 70 concernant la mixité de l'exploitation (diversité des productions animales et végétales, autonomie, infrastructures agro-écologiques...) et une note sur 30 concernant la gestion des intrants (azote, phosphore, eau, pesticides et énergies).

Les exploitations en AB ont globalement obtenu les meilleurs notes (80.0 ± 9 / 100) même si, en moyenne, elles ne se démarquent pas des exploitations en AdC (73 ± 10 / 100; Fig. IV.4). En revanche, l'agriculture conventionnelle a eu en moyenne des notes significativement plus basses que les deux autres systèmes (62 ± 10 / 100; $F = 12.79$, $df = 2$, $p-v = 0.001$) notamment du fait de la spécialisation plus importante de ces exploitations ainsi que leur dépendance à des ressources externes pour l'alimentation du bétail par exemple.

1. Test statistique utilisé : comparaison de moyennes par une Anova par permutation (non-paramétrique) après vérification de l'homogénéité des variances entre chaque type d'agriculture.

2. Test statistique utilisé : test du rapport des vraisemblances (*Likelihood Ratio Test* ou LR) sur des modèles à Odds Proportionnels (*Proportional Odds Model* ou POM), adapté à l'analyse de notes.

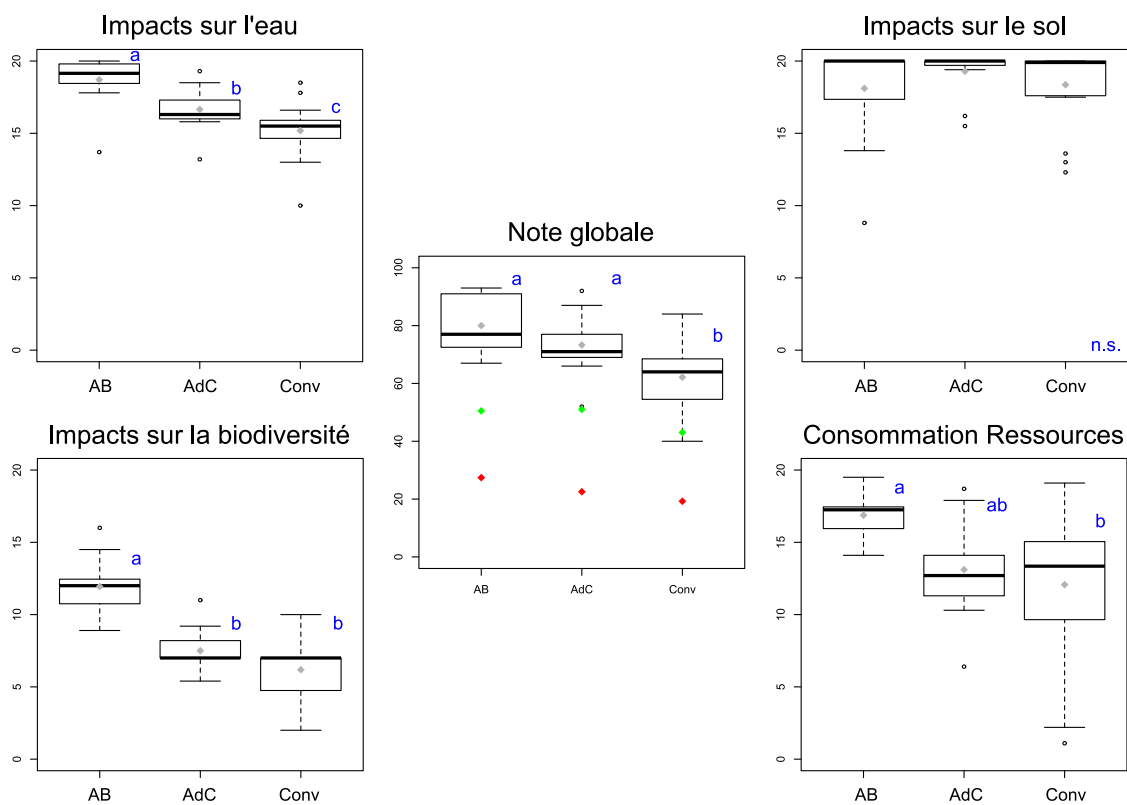


FIGURE IV.4 – Notes obtenues au diagnostic des performances agro-environnementales Dialecte par type d'agriculture. Note globale sur 100 et notes thématiques sur 20 concernant l'eau, le sol, la biodiversité et la consommation des ressources naturelles. Les moyennes sont indiquées par un losange gris. La note globale se décompose en une note sur 70 concernant la mixité de l'exploitation (losanges verts) et une note sur 30 concernant la gestion des intrants (losanges rouges). Les lettres en bleu indiquent des moyennes significativement différentes.

Le diagnostic évalue également l'impact de l'exploitation sur son environnement au travers de quatre thématiques (notées sur 20 points) : la gestion de l'eau, du sol, de la biodiversité et de la consommation des ressources. Contre toute attente, la seule note ne distinguant pas les trois systèmes de cultures est la note concernant la gestion du sol. Globalement, toutes les exploitations du réseau ont obtenus de bonnes notes pour cette thématique (18.11 ± 3.5 ; 19.30 ± 1.5 ; 18.36 ± 2.5 pour l'AB, l'AdC et l'agriculture conventionnelle respectivement), et même si la proportion de 20/20 est la plus élevée en AdC (70 %), cela ne suffit pas à les démarquer de l'agriculture biologique ou conventionnelle sur cette thématique ($\chi^2 = 1.78$, $df = 2$, $p-v = 0.411$ ³). En ce que concerne les trois autres thèmes, l'AdC se place à l'entre deux entre l'AB et l'agriculture conventionnelle. Les trois systèmes sont significativement différents en termes de gestion de l'eau ($F = 16.03$, $df = 2$, $p-v = 0.001$). Cependant, pour ce qui est des impacts sur la biodiversité et la consommation des ressources, seule l'AB sort du lot avec de meilleures notes ($F = 33.80$, $df = 2$, $p-v = 0.001$ ⁴ et $\chi^2 = 12.72$, $df = 2$, $p-v = 0.002$ ⁵ respectivement) bien que pour ce dernier thème, l'AdC ne se distingue ni de l'AB ni de l'agriculture conventionnelle avec une moyenne intermédiaire.

Aucune différence n'a été observée entre l'est et l'ouest concernant les notes obtenus par les exploitations sur l'approche globale ou thématique. Par contre des différences marquées s'observent selon la présence ou non d'un élevage sur l'exploitation. La note globale des exploitations est en moyenne plus élevée ($t = -3.49$, $p-v = 0.004$) pour les exploitations avec élevage du fait notamment de la mixité des productions. Ces mêmes exploitations présentent en moyenne des notes légèrement meilleures en gestion des sols ($t = -1.82$, $p-v = 0.098$). Néanmoins, le fait d'avoir un élevage est souvent associé à une moins bonne gestion de l'eau ($t = 2.038$, $p-v = 0.042$) et des ressources naturelles ($t = 2.02$, $p-v = 0.048$).

4 DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Au regard des notes obtenues au diagnostic DIALECTE, l'agriculture biologique est particulièrement performante d'un point de vue environnemental. Notamment pour ses impacts plus modérés sur l'eau et la biodiversité. Néanmoins, ces performances de production sont plus discutables. Le blé en particulier souffre de ce mode de culture où l'apport d'azote est exclusivement organique et devient un facteur limitant. La chute de rendement ne s'observe par ailleurs pas pour la féverole qui est une culture légumineuse capable de subvenir à ses besoins en azote par la relation symbiotique que ces espèces entretiennent avec des bactéries fixatrices de l'azote atmosphérique.

Pour cette année d'étude, nous n'avons observé sur notre réseau aucune perte de rendements entre l'AdC et l'agriculture conventionnelle pour les deux cultures étudiées. Ce résultat aurait pu être attendu au regard des performances de l'AdC avancées par certains auteurs (cf. § 2.3.5). Nous n'avons cependant pas observé d'augmentation du rendement grâce à ces techniques, bien que les

3. Test statistique utilisé : Test de Kruskal-Wallis (non-paramétrique) pour la comparaison de moyennes à variances non homogènes

4. voir note 1.

5. voir note 3.

valeurs les plus élevées aient effectivement été observées en AdC. De plus, une prudence est de mise face à ces données au regard des valeurs de rendements globalement assez basses sur l'ensemble du réseau. Il est très probable que notre processus d'échantillonnage et de battage des échantillons soit à l'origine de cet écart avec les rendements réels. Néanmoins, dans une étude à caractère comparatif comme celle-ci, ce biais ne remet pas en cause la véracité des analyses puisque tous les échantillons ont reçu le même traitement et les écarts entre modalité devraient avoir été préservés, comme pour le cas de l'agriculture biologique.

Quoi qu'il en soit, ces résultats sont encourageants quant au potentiel de l'AdC dans la région. Les niveaux de rendements semblent pouvoir être maintenus à un niveau équivalent au conventionnel, notamment pour une culture aussi importante que le blé, et ses performances environnementales à l'entre-deux entre l'AB et l'agriculture conventionnelle classique. En effet, d'un point de vue environnemental, l'AdC n'est pas en reste par rapport à l'agriculture biologique et au niveau global, les exploitations en AdC et en AB ont obtenu des notes comparables. Néanmoins, l'AdC ne se démarque pas de l'agriculture conventionnelle concernant ses impacts sur la biodiversité et la consommation des ressources. De manière générale, les exploitations du réseau sont pour leur majorité plutôt performantes d'un point de vue environnemental, notamment concernant la gestion du sol. Ce fait peut s'expliquer par la façon dont le réseau a été construit, sur la base du volontariat et donc sélectionnant *a fortiori* des agriculteurs au minimum curieux de ces questions de gestion du sol et de préservation de l'environnement.

La performance agronomique de l'agriculture biologique est un sujet encore largement débattu (Perfecto et Badgley 2007). Dans un contexte d'accroissement de la population, de conflits sur les occupations des sols et d'occidentalisation de l'alimentation vers des régimes plus carnés, le maintien de la productivité est un sujet sensible. Et l'agriculture biologique est pointée du doigt comme une solution aux problèmes écologiques (Bengtsson et al. 2005, Gomiero et al. 2011) mais pas suffisamment productive pour supporter les besoins des Hommes (Gabriel et al. 2013, Perfecto et Badgley 2007). Notre travail semble supporter l'AdC comme alternative, productive mais tout de même bénéfique à l'environnement même si peut-être un peu moins que l'AB sur certains aspects. De plus, parmi les craintes des producteurs et des scientifiques vis à vis de l'AdC, les potentiels impacts, positifs ou négatifs sur la pression en maladies cryptogamiques restent encore méconnus (Larkin 2015). Notre approche de ces maladies est une évaluation rapide et empirique du niveau d'infestation. Néanmoins, nous n'avons pas observé d'accroissement de l'infestation liée aux pratiques de l'AdC par rapport au conventionnel sur notre réseau. Globalement le risque maladie était élevé sur toute la région et que cela soit à l'est ou à l'ouest, les taux d'infestations étaient très élevés notamment en rouille brune. Mais nous avons observé des parcelles très saines et au contraire des cultures très atteintes dans tous les types d'agriculture (y compris en AB). La simple caractérisation en AdC, AB ou conventionnelle, ne suffit pas à elle seule à expliquer le taux d'infestation en maladies. Néanmoins, d'autres paramètres jouent certainement et cette étude est trop préliminaire pour les mettre en avant.

Comme je l'ai détaillé, le réseau d'exploitation sur lequel repose cette étude est extrêmement

diversifié. Le rapide portrait que j'ai dressé dans cette partie ne fait qu'en tracer les contours. Je n'ai pas présenté ici la durée depuis laquelle les exploitations se sont converties à l'AB ou à l'AdC, ce qui peut avoir une influence non négligeable sur la maîtrise du système par l'exploitant. Je n'ai pas non plus présenté les niveaux d'utilisation d'intrants, ni la diversité des espèces utilisées en interculture. De même, la catégorisation en trois types d'agriculture camoufle la diversité des pratiques que renferme chacun de ces types. Ici, l'AdC est la catégorie qui est finalement la mieux définie puisque je me suis basée sur trois critères pour la définir : le non-labour, l'utilisation de couvert et la rotation de plus de 3 ans. J'ai de plus "exclu" les parcelles en AdC-AB qui se sont donc retrouvées parmi les AB. Les parcelles où l'AdC n'est pas appliquée dans son ensemble se sont quant à elles retrouvées parmi les conventionnelles alors qu'il est reconnu que n'appliquer que partiellement l'AdC (et notamment la diminution du travail du sol) peut significativement diminuer ses avantages tant écologiques qu'agronomiques (Craheix et al. 2016). Ces choix de catégorisations peuvent ainsi expliquer la variabilité observée pour les parcelles en AB et en conventionnelles notamment pour les rendements. Néanmoins, j'ai choisi de présenter les données ainsi dans cette partie pour illustrer le fait que la prise en compte de l'AdC dans son ensemble donne des résultats nettement moins variables que lorsque l'on met dans cette catégorie des exploitations ne respectant pas ses trois principes. Dans la partie V, les exploitations n'ont pas été séparées suivant la même catégorisation et les rendements sont également comparés et ne présentent pas non plus de différence significative entre les différentes pratiques de gestion du sol, corroborant les résultats présentés ici.

Afin d'étudier un nombre significatif d'exploitations embrassant la plus large diversité de pratiques possible, le terrain d'étude s'est retrouvé particulièrement étalé et deux secteurs distincts sont clairement identifiés géographiquement. Comme pour la diversité des pratiques, je n'ai pas pu en quelques lignes décrire exhaustivement ces deux secteurs. Notamment, je n'ai pas pu présenter ici les différences potentielles d'un point de vue climatique ou topographique. Ces deux secteurs n'étant pas sur les mêmes bassins versants et étant séparés par la vallée de la Garonne, le climat sur l'année d'étude a nécessairement présenté des différences locales. Cependant, les deux secteurs sont relativement peu distants l'un de l'autre et présentent des influences climatiques similaires et toutes les exploitations ont été choisies pour être en situation de coteaux. Par ailleurs, ces deux secteurs se trouvent être dans des conditions paysagères similaires. Le paramètre le plus variable fut finalement le type de sol. Néanmoins, malgré la variabilité observée à l'est, les sols restent globalement assez similaires sur l'ensemble du réseau avec des proportions en sables, argiles et limons assez équitables.

L'élément qui distingue finalement le plus les deux secteurs fut la présence d'un élevage sur l'exploitation. L'est du réseau est en effet situé sur la région de production de l'IGP veau du ségala et l'élevage y est de manière générale plus présent. Quasiment toutes les exploitations avec qui nous avons travaillé présentaient un atelier d'élevage sur ce secteur contre seulement la moitié de ceux de l'ouest. D'un point de vue productivité des cultures, le fait que l'exploitation soit située à l'est ou à l'ouest et qu'elle ait ou non un élevage ne changeait pas sa performance. En revanche, la présence d'un élevage sur l'exploitation a une influence certaine sur ses impacts environnementaux (Kremen et al. 2012, Wilkins 2008). Dans la partie V j'ai fait le choix d'inclure l'élevage dans

la situation de production et non dans les pratiques de gestion. Le focus dans cette partie est en effet fait sur la parcelle et l'existence de l'élevage ne peut pas être ponctuellement modifiée par l'agriculteur pour la gestion d'une parcelle donnée. Le fait d'avoir un élevage sur l'exploitation peut ainsi être considéré comme faisant partie de la situation de telle parcelle. Néanmoins, du fait de la prédominance des parcelles avec élevage à l'est, le risque était de camoufler l'effet du secteur derrière la présence d'un élevage. Le fait que l'influence de l'élevage sur les performances environnementales de l'exploitation ne se retrouvait pas dans la comparaison entre l'est et l'ouest nous a conforté dans l'idée d'inclure l'élevage dans la situation de production. Le but de cette étude n'est pas de mettre en avant des différences ponctuelles, en particulier pour deux secteurs aussi proches que ceux présentés ici. L'objectif serait au contraire de mettre en avant l'effet des pratiques et des situations de production sur les performances des différents types d'agriculture sur l'ensemble de la zone d'étude. Le secteur peut avoir un effet sur certaines régulations, comme ce fut le cas pour les pucerons dans la partie II, mais pour une approche globale, la prise en compte de la présence d'un élevage plus que de la séparation géographique permet des résultats transposables à d'autres situations.

V

Panel de services en fonction des systèmes de production : cooccurrence ou exclusion entre services de support et de régulation et services de production agricole et environnementaux ?

Ecosystem services bundles under Conservation, Organic and Conventional agricultures.

Chabert Ariane¹, Sarthou Jean-Pierre^{1,2}

¹INRA, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

²Universit de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

Keywords: Ecosystem services bundles, Conservation Agriculture

1. Introduction

Agriculture implies risks and costs to ecosystems and the services they support. Our modern, post second world war, agriculture is characterized by its high productivity still relying on systematic chemical inputs and ever improving machinery technologies (Hazell and Wood, 2008; Tilman et al., 2002). Yet, agriculture that solely relies on high level of industrial inputs to achieve higher areal and human productivity threatens water quality and availability (Tilman et al., 2002), increases greenhouse gas emissions (Martin and Willaume, 2016) and disturbs natural processes such as pest control by natural enemies or pollination (Deguines et al., 2014; Hendrickx et al., 2007). Furthermore, increasing food production is still a topical challenge due to overgrowing population and the resulting food demand. Nowadays, food production is even more challenging in a context of future limited resources such as energy, land and water (FAO, 2011) and future farming systems will have to consider limiting externalities to environment as a priority to ensure their sustainability (Garnett et al., 2013). Those future production systems will have the challenging task to mutate towards systems that at the same time, ensure productivity, limit dependency on chemical inputs and maintain or enhance the provision of ecosystem services (Wezel et al., 2015). This agroecological intensification (*sensu* Wezel et al. 2015; Bommarco et al. 2013), which aims to preserve ecosystems functions, can be achieved by integrating biological diversity and ecological principles into agronomy and its agricultural applications. Innovative agricultures thus primarily include ecological, spatial and temporal diversification as the core of crop management systems (Kremen and Miles, 2012). Agroecological practices include

increasing soil organic matter to improve soil biota and relative nutrient cycling and natural regulation of diseases (Hobbs et al., 2008; Lemanceau et al., 2015; Song et al., 2015), the use of legume crops to reduce chemical fertilizers (Drinkwater and Snapp, 2007) and diversifying rotations and preserving semi-natural habitats to enhance diversity of pollinators and pests' natural enemies (Crowder and Jabbour, 2014; Kremen et al., 2002; Landis et al., 2005) in order to favor their natural limitation of pests, diseases and weeds (Crowder et al., 2010; Veres et al., 2013; Witmer et al., 2003).

Organic agriculture was one of the first alternative farming systems to meet this sustainability challenge. Numerous studies have then assessed and proved its capability to globally meet both the environmental and the productive aspects of the challenge (*e.g.* Badgley et al. 2007; Rigby and Caceres 2001).

As to conservation agriculture, it is one of these new models of agroecological systems which is recently getting more attention from stakeholders (Farooq and Siddique, 2015). Conservation agriculture (CA) is based on three fundamental principles: the reduction of soil tillage from the abandonment of plow to permanent no-till (thereafter called direct seeding), the lengthening and diversification of crop rotation often with the inclusion of legume crops, and a permanent ground cover with either crop residues or a living cover crop (Farooq and Siddique, 2015; FAO, 2008). Conservation agriculture is getting a growing interest and support from scientific community worldwide (Hobbs et al., 2008; Pisante et al., 2015; Pittelkow et al., 2015), especially for its potential to preserve or enhance ecosystem services (Palm et al., 2014) and

its practical adoption is already important in South and North America and Australia *inter alia* (Friedrich et al., 2012), but still controverted (Giller et al., 2009) and of limited adoption in Africa and Western Europe (Friedrich et al., 2012; Lahmar, 2010).

Assessing the sustainability of these so-called agroecological cropping systems requires a systemic approach in the evaluation of performances. It is therefore necessary to lead studies that include system multi-functionality which cover either economic, ecological or even social aspects (Craheix et al., 2016; Garbach et al., 2016). In a larger perspective, the study of ecosystem service bundles in agroecosystems under diverse human management and environmental conditions will support the evaluation of adaptation services which were defined by Lavorel et al. (2015), in the case of climate adaptation, as “*the benefits to people from increased social ability to respond to change, provided by the capacity of ecosystems to moderate and adapt to [climate] change and variability*”. The work presented here aims at meeting these requirements by including in a single field study a maximum of functionality indicators. This study included a total of seventeen services, either agricultural or ecosystemic, which can be listed under the three categories defined by the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v4.3 (Haines-Young and Potschin, 2013): Provisioning, Regulation and Maintenance and Cultural services. Because it is better adapted for operational studies in agroecosystems, we used the categorization proposed by Le Roux et al. (2008) following Zhang et al. (2007), which differentiates input (regulating and supporting) services from output marketed (production) and non-marketed (environmental) services. Indeed, we studied four regulating services (pollination, specific parasitism, specific and generalist predation of crop pests) and three supporting services (soil aggregates’ structural stability, water infiltration in soil and root development), which are Regulation and Maintenance Services for the CICES; seven production services (yield *i.e.* primary production - and its stability through diseases and pest hazard of a cereal and a legume crop), considered Provisioning services for the CICES; and three environmental services (conservation of biodiversity and habitats, and greenhouse gas recycling) that can be classified in both Regulation and Maintenance, and Cultural categories of the CICES.

To our knowledge, this study is the first one offering such a global approach of a bundle of ecosystem services (ES) in various cropping systems based on real

economy-based field measurements. It thereby offers a great opportunity for the management of adaptation services to increase our empirical knowledge of the state of ES and their evolution in response to human management. Such study is furthermore needed for validation of current or future models which often lack of in-fields measurement from case studies. We thus questioned, depending on the production situation (PS) of each farm, the impact on multiple ES of crop management (CM) such as conservation and/or organic agriculture. For that we assessed the following questions:

- What are the ES response profiles for each CM depending on the PS?
- How do ES levels differ from conventional plowing?
- Are there bundles of ES which tend to co-occur in fields or in the contrary systematic antagonisms between some ES? Are these bundles linked to specific PS or CM?

2. Material and methods

2.1. Study site

The empirical study was carried out within crop fields under various farm management regimes (conventional, organic and conservation agricultures) in South-West of France from September 2014 to April 2016. Fifty winter wheat fields among which forty were paired with a faba bean fields were surveyed, distributed along a 200 km long line from either side of Toulouse (from 43°N, 0°E to 44°N, 2°E). The study area is characterized by an agricultural hilly landscape (200 to 400 m of altitude) and dominated by crop fields and grasslands, patched with fragmented oak forests. The climate is sub-Atlantic with both Mediterranean and mountain influences inducing hot summers and cool winters.

Fields were 1 ha in size for winter wheat and 0.5 ha for faba bean. We standardized crops cultivars and seed origin. No insecticides were used during the whole cropping season, including seed treatment, and crops were not watered. Half of the field did not received fungicide treatment to allow standardized diseases measurements but all other services were measured in the treated half part. All other cultural practices were let to the farmer to decide and closely registered.

2.2. Ecosystem services measurements

In order to multiply services measurements on the same cultural season and a large number of farms we had to save labour and time, we thus selected measurements that were easy and rapid to implement. Furthermore, this work was led cooperatively with farmers and chosen measurements aimed to be reproducible by farmers and counsellors.

2.2.1. Regulation services

Four regulation services were assessed in this study: pollination, regulation of a wheat pest (aphid) and a faba bean pest (weevil) and generalist regulation by ground predators.

Pollination was assessed through diversity of pollinators. Insects were sampled using interception “cornet traps” (Sarhou, 2009). These traps are inspired from Malaise trap but are more resistant to wind to endure the two years of the whole study, lower to reduce the effectiveness of the trap and save sorting time and unidirectional to better orientate traps. Four traps were set as two pairs on the edges of each winter wheat field so that they captured both ways in natural corridors. As far as possible, the four traps were set on two perpendicular edges of the field studied in order to capture from each of the four cardinal directions. Pollinators (Lepidoptera, Hymenoptera Apiforms and Diptera Syrphidae) were captured from September 13 to November 4, 2015, so during an autumn-trapping as a consequence of the growing season studied, and then sorted out in the lab and counted at either the morpho-species level (Lepidoptera and Apiforms) or the species level (Syrphidae).

Grain aphid (*Sitobion avenae*) regulation by aerial predators was estimated through an estimation of the population of an aphidophagous hoverfly (*Sphaerophoria scripta*, Dipt. Syrphidae) (Chabert and Sarhou, in prep.). Hoverfly pupae were counted at wheat maturity, just before harvesting (June 29 - July 3, 2015), by sampling ears and counting shells on the beards at twenty random sampling plots and using a sampling hoop with a radius of 19.25 cm. Average number of ears per square meter (one of the yield components, see below) was also evaluated with this method and hoverflies density was expressed per square meter.

Weevil (*Bruchus rufimanus*) regulation by a specialized parasitoid was assessed by an estimation of weevil parasitism by *Triaspis thoracicus* (Hymenoptera, Braconidea). Faba bean grains were also

collected just before harvesting. All grains of 20 plants were manually sampled and placed into emergence containers made of 30 cm long bottles pierced with 8 holes (3 cm in diameter) closed with 0.5 mm sieve. Emergence containers were stored outside protected from sun, strong wind and rain. Grains were counted after all weevils and parasitoids had emerged 5 months later. Sizes of holes let by emerged insects permitted to estimate number of emerged weevils (4-5 mm diameter holes) and parasitoids (1.5-2 mm diameter holes). Percentage of parasitism was then calculated.

Generalist regulation was assessed through the estimation of opportunistic ground predators that are ground beetles (Coleoptera, Carabidae), spiders (Araneae) and rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae). Ground predators were caught using simplified pit fall traps made of 14 cm long cones with a 6 cm circular opening (hard plastic beach ashtray with cover removed) set at three sampling plots within winter wheat fields for two days (April 13 - 20, 2015). Traps were filled in with salty water to limit escape and for conservation. Predators were sorted out in the lab and counted.

2.2.2. Supporting services

We focused on the settlement of roots and two components of soil erodibility as supporting services of crop production: soil aggregate structural stability and water infiltration rate.

Water infiltration rate was measured by timing absorption of 125 cl of water poured rapidly in a metal cylinder of 14 cm diameter sunk into the ground. Measurements were made in April 2016 and to ensure similar humidity at the beginning of the measurement, a first 125 cl of water was poured in the cylinder.

Soil aggregates' structural stability was assessed in the meantime with a method inspired by water turbidity measurement using Secchi disc (Cole, 1994). A small version of the standard Secchi disc (45 mm diameter) was plunged in the metal cylinder just after the second pouring of water and the height of (relatively) clear water was immediately measured. This is supposed to allow an evaluation of the quantity of fine particles that are likely to be detached from the soil due to rain and run-off.

Root development was assessed on faba bean taproots which are more affected by soil compaction than shallow roots such as winter wheat's. Five random

plants were carefully uprooted and total length of the taproot (the longest if more than one) and its apical diameter were measured. The indicator of root development we used was the mean of the length by diameter product.

2.2.3. Production services

The seven production services studied were about crop yields and production stability, assessed through crop health quality and risk of pest damages.

Winter wheat and faba bean yields were estimated during sampling of hoverfly pupae and weevil parasitoids respectively (*cf. supra*). Grains collected while studying regulations were then dried and weighted. Crop density of faba beans was estimated by counting plants on three random plots of one square meter and both winter wheat and faba bean yields were expressed as weight per hectare.

Stability of crop production regarding crop health was assessed by estimating the level of infection of the crop by fungal diseases. Fields were rated with a standardized six level scale from 5 (no trace of disease) to 0 (all leaves affected by more than 30 % of their surfaces; Scales in Supplementary Materials).

Stability of crop production regarding the risk of pests was for its part assessed for aphids, weevils and slugs, respectively representing a pest of winter wheat, a pest of faba bean and a polyphagous pest.

Grain aphid (*Sitobion avenae*) populations were estimated during population growth peak at winter wheat flowering (June 3 - 6, 2015). Thirty wheat ears were randomly sampled all over the field and aphids were counted in lab. Weevils were counted as percentage of grain parasitized by the pest (see weevil regulation assessment method). And slugs were counted with a non-capturing baiting method from April 14 to April 20, 2015. Approximately 30 cl of wheat bran were left a night and a day at three random plots within the field and used as bait. Plots were inspected by night between 10:30pm and 4:00am, slugs belonging to *Deroceras reticulatum* and *Arion hortensis* species were counted and summed up for the three plots of each field.

2.2.4. Environmental services

Conservation of both biodiversity and semi-natural habitats (SNH) was assessed thanks to a

Simpson diversity index applied on the whole arthropods community caught in “cornet traps” (*cf. supra*) for biodiversity and to the number and surfaces of SNH within farm area for SNH conservation. All SNH were identified with farmers from photographs of the CAP form.

Carbon sequestration was estimated by a ratio index of greenhouse gas stocking over emission at the farm level for a whole year (2014). This index was calculated thanks to DIALECTE environmental diagnostic (<http://dialecte.solagro.org/> ; Solagro, 2000) whose methodology is based from the computer tool AgriClimateChange (<http://www.agriclimatchange.eu/>). This indicator includes emissions imputable to fuel, oil and gas consumed at the farm level and all emissions due to livestock enteric fermentation and direct or indirect emissions from soils. Indirect emissions such as those due to electric consumption, livestock feed, chemical inputs, plastics and buildings are also included. And concerning stocking, practices such as no till, cover crop, grass strip were considered together with surfaces in long-term grassland, perennial crops and semi-natural habitats (hedges, woods, etc.).

For legibility, each SE measurement was synthetized within a 6 levels grade (from 0 to 5). In most cases, this grade was calculated by setting five classes of equal length for the observed values of each SE (0 being used for the total absence of the SE studied). Classes were defined from the extreme values observed after removing outliers (*i.e.* extreme values that are distant from more than 1.5 times the interquartile range from the nearest quartile). For yields, regional average yields were used to create classes: fields that had a yield over this average get a 5 and the five remaining classes were set as equal length classes from zero to the average value.

2.3. Cropping system survey

Information about tillage, chemical inputs, intercrop management, plant diversity, soils and landscape were recorded.

We discerned information relating to production situation (PS) (*sensu* Aubertot and Robin 2013) which represents the components and environment of a given field that are not directly managed by the farmer, from those directly related to his decision, thereafter considered as crop management (CM).

We used twelve variables to describe PS. Six referred to landscape context which was appreciated through rapid assessment of land use type (Chabert et al., under review) on aerial photographs (©IGN - BD Ortho® 2014 edition) and expressed as percentage of forests, cultivated (either crops or grassland), wasteland (including natural grassland), artificialized surfaces, hedges and water surfaces (lakes, ponds, rivers...). Five variables described soil characteristics: soil pH and proportions of organic matter, clay, silt and sand. Finally, a variable distinguishing farms with or without livestock was added.

CM was set for this study as five categories: the field is regularly plowed and managed with conventional methods; the field is regularly plowed and managed with organic methods; the field is managed with reduced tillage for more than three years with conventional management; the field is managed with reduced tillage for more than three years with organic management; the field is not plowed nor tilled for more than three years with conventional management (later referred to as direct seeding).

Effects of some detailed practices were also studied. For that we selected five indicators: treatment frequency index (TFI) and total amount of mineral nitrogen input (Nmin) to study the impact of organic practices; time since the last plowing in years (Last_plow), rotation length expressed as the mean number of crops within rotation (Rotation) and the percentage of surfaces of legume crops at the farm level (Legum) to represent each of the three pillars of conservation agriculture.

2.4. Data analysis

We first identified groups of similar PS within our set of farms to avoid comparing farms with very different contexts. We used multifactorial analysis (MFA) setting 3 groups of variables: soil features (% clay, silt and sand, pH and amount of organic matter), landscape heterogeneity (% of forest, cultivated area, wasteland, artificialized area, hedges and water surfaces) and type of farm (crop only or crop and livestock). MFA was preferred because it permits to regroup variables into weighted categories thereby limiting to attribute more importance to a set of variables relating on the same feature (Escofier and Pagès, 1994). Quality of representation of variables on MFA axes was expressed with \cos^2 . We then performed a Hierarchical Ascendant Classification (HAC), using the ward method, to identify homogeneous clusters from the MFA. Coordinates

of fields on the five first dimensions of the MFA result (79.96 % of the observed variance explained) were kept for performing the HAC (see results).

We then synthesized the seventeen studied ES with star plots to visualize co-occurrence of ES over the previously found PS and the five CM types. Observed trends were then tested using pairwise Likelihood Ratio tests on Proportional Odds Models (POM), an adaptation of Cumulative Link Models to the study of rates (*i.e.* semi-quantitative data) (Christensen and Brockhoff, 2013). This analysis of CM was completed with a look on the effect of some individual practices on each ES. Influential variables were selected by forward and backward POM selection among the 5 tested practices indicators (Nmin, TFI, Last_plow, Rotation, Legum) and the belonging PS. We then checked for the condition number of the Hessian matrix to be under 10^4 (Christensen, 2015a) and the less significant variable was removed if not. The most parsimonious model was kept and analyzed with type-II analysis-of-deviance (anova with Likelihood Ratio tests). The GHG recycling service was not studied with this method because it was the only ES that was estimated from enquiry and not from in-field measurements. It was thus, by construction, correlated to most of the studied practices.

For each ES studied, we determined if its rank was either higher, equal or lesser in the system studied compared to the standard one. We considered the CM “plowing with conventional management” as the standard system in our study area and thus compared the four others to it. We also used anova on POM to do this comparison. Because very significant changes were rarely observed, we set the p-value threshold to include slightly significant trends, *i.e.* p-values < 0.10 . In addition, in order to study individually each ES rate, we checked for changes on average rate by ES category.

To study co-occurrence of ES, we performed a principal component analysis (PCA) on the seventeen ES rates of the 50 fields. PCA was more adapted to the study of ordered factors such as ranks compared to factorial methods in which order of the factor’s modalities is ignored (Meulman et al., 2004; Vilela et al., 2015). CM and PS categories were added as a supplementary factor to identify corresponding fields in the output of the PCA but did not contribute to the building of PCA dimensions.

All statistical analysis were performed with R 3.2.3 software (R Core Team, 2015) and packages *Fac-*

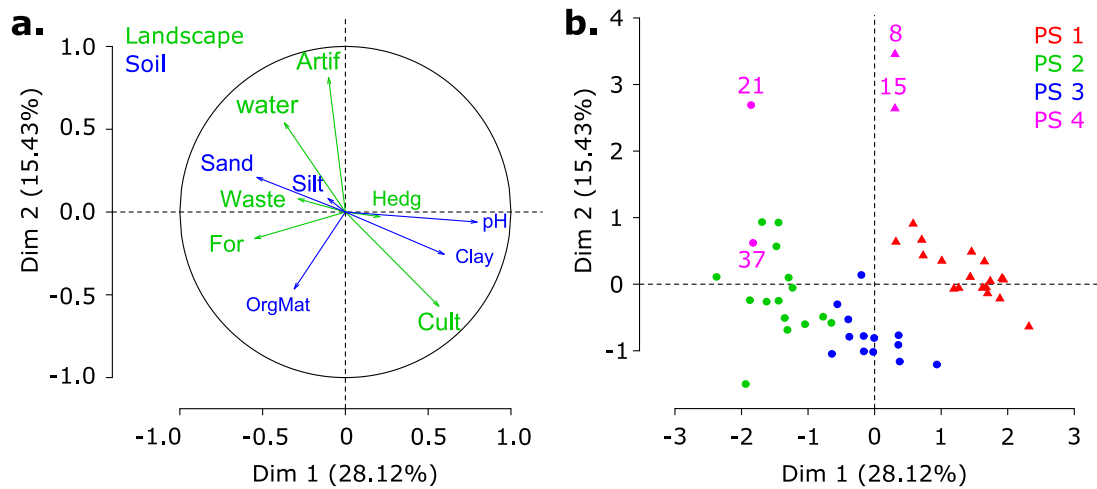


Figure 1: Results plots of the first two dimension of the MFA on production situation variables: (a) Correlation circle, with distinction between landscape avec soil parameters and (b) individuals factor maps with distinction of the four production situation classified by AHC. Round points are farms with livestock, triangles farms with crop production only

toMineR 1.32 (Husson et al., 2016a), *ordinal* (Christensen, 2015b), *car* (Fox and Weisberg, 2011), *RVAideMemoire* (Hervé, 2016) and *lsmeans* (Lenth, 2016).

3. Results

3.1. Production situations

The first two dimensions of the MFA on PS variables covered 43.55 % of the observed variation (28.12 % and 15.43 % for the first and second dimensions respectively). The first dimension discriminated from left to right farms with and without livestock ($\cos^2 = 0.82$, Figure 1b.), the latter being also associated with more alkaline soils ($\cos^2 = 0.63$, Figure 1a.) with a greater amount of clay ($\cos^2 = 0.35$, Figure 1a.). The second dimension mostly represented the proportion of urban (artificialized) surfaces ($\cos^2 = 0.65$, Figure 1a.). Percentage of cultivated area around the studied field was well represented by the two first dimensions taken together ($\cos^2 = 0.32$ on both dimensions, Figure 1a.).

A third dimension is quite informative (15.21 % of the observed variation) and permitted to discern fields with a higher amount of silt ($\cos^2 = 0.47$) which were not distinguished on the first two dimensions.

The HAC on MFA coordinates led to four groups (Figure 2 and Figure 1b.). The first one was mostly composed of fields from farms without livestock and

mostly associated with clay-loam soils (PS 1). The second and third groups were composed of farms with livestock but distinguished those with acidic loamy soils (PS 2) from those with clayey soils (PS 3). The fourth group was only composed of 4 fields that really differed from the others due to their very urban neighborhood for three of them and the presence of a large lake for the fourth (PS 4). This fourth group was too small to be relevant and after checking if the ES rates obtained in those fields fell into the interquartile interval of similar CM in other PS, we moved them to their closest PS. Two of them did not breed livestock and were thus associated to PS 1. The two remaining ones were associated to PS 2 for their high amount of silt.

3.2. Effects of crop management types on ecosystem services in view of production situations

Belonging to a PS or another appeared as a significant variable for 5 out of the 17 ES: biodiversity and SNH diversity conservations, ground predator abundance, aphid pressure and winter wheat health.

Pollinators

The potential for pollination service was one of the most variable, especially in the first PS, but overall reduced tillage exhibited the highest potential for pollination ($p-v = 0.028$). In the third PS, it is organic reduced tillage that ranked best, followed by direct seeding.

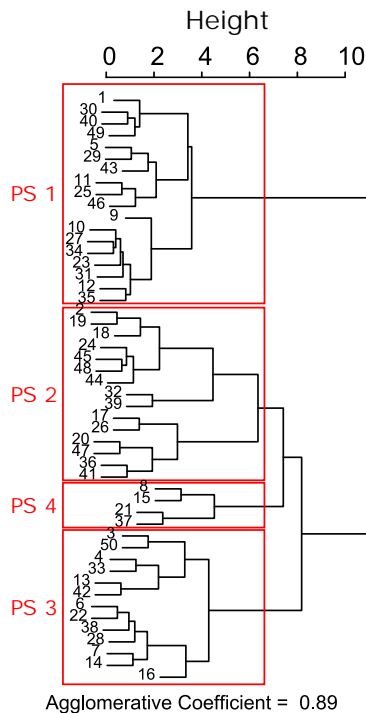


Figure 2: Dendrogram from 'Agnes' AHC with ward method.

Aphid Regulation

Aphid regulation by an aerial predator was variable depending on the considered PS ($p-v = 0.049$) and the observed trends were not significant. Regulation was very low in conventional plowed fields and slightly better under organic compared to conventional whether plowed or not (clayey fields of PS 1 and 3), and mostly direct seeding performed well for this ES.

Weevil Regulation

Weevil regulation was overall pretty good no matter the studied PS or CM. Nevertheless, oppositely to aphid regulation, direct seeding exhibited lower regulation level (n.s.) and plowed and conventional fields, provided that livestock was present, globally performed well (Figure 3b. and c.).

Generalist ground predators

Observed variations were mostly due to PS ($p-v = 0.009$) with a significant interaction between PS and CM ($p-v = 0.042$). Conventional fields (plowed or not) ranked lower than organic and direct seeding in the first PS ($p-v = 0.044$) and all trends in the other two PS, *i.e.* with livestock present, were not significant.

Soil erodibility

The two parameters of soil erodibility responded oppositely to tillage management. Soil aggregate structural stability was really good under direct seeding in all PS (median = 5, 4 and 3 for direct seeding, reduced tillage and plowing respectively, $p-v = 0.003$) and was slightly better under conventional than organic management whether plowed or not (but tilled) and whatever the PS (median = 4.5 and 3 for conventional and organic fields respectively, $p-v = 0.051$). As to water infiltration, it was slightly better in tilled fields, whether plowed (PS 2) or not (PS 1 and 3) (median = 1, 2 and 2.5 for direct seeding, reduced tillage and plowing respectively, $p-v = 0.053$). Presence of livestock significantly attenuated the decrease in soil aggregate structural stability of organic plowed fields ($p-value = 0.019$; Figure 3b. and c.).

Root development

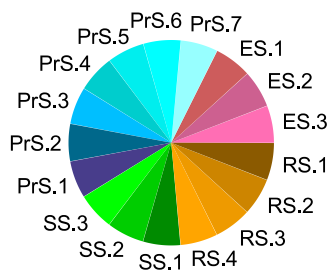
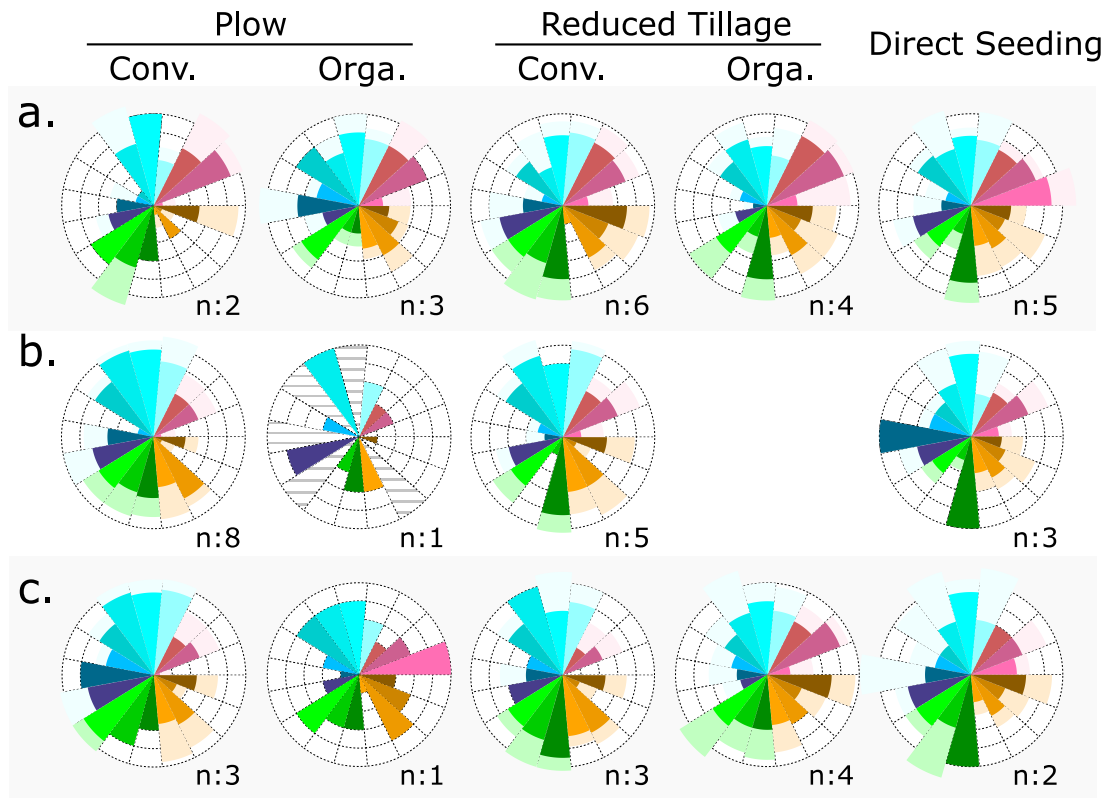
No significant trend was observed among either PS or CM. In particular, no difference was observed between organic and conventional farming ($p-value = 0.882$). Nevertheless, some particular crop management practices had significant effects on root development leading to lower root development in direct seeding (see below, 3.3. and 3.5.).

Yields

Overall, yields were pretty low for winter wheat and average for faba beans (PrS 1 and PrS 2, Figure 3). Organic fields, whether plowed or not, produced less wheat than conventional ones ($p-v < 0.001$) and direct seeding performed as good as conventional plowing ($p-v = 0.786$). A non-significant trend of production decrease in reduced tillage is noticeable.

As to faba bean yields, the variability within one CM system did not allow to identify a general trend. Organic plowed fields performed well in the first PS (Figure 3a.), but it was direct seeding that provided the highest yields in the second (Figure 3b.) and conventional plow in the third (Figure 3c.).

For both crops, presence of livestock, especially on clayey soils (PS 3, Figure 3c.), was non-significantly associated to higher yields under conventional plowing while this trend was less observable in direct seeding ($p-v$ of the interaction = 0.202 and 0.235 for winter wheat and beans respectively).



Production Services (PrS)	<ul style="list-style-type: none"> 1 Wheat Yields 2 Faba Yields 3 Wheat Health 4 Faba Health 5 Aphids pressure 6 Weevils pressure 7 Slugs pressure
Environmental Services (ES)	<ul style="list-style-type: none"> 1 Biodiversity Conservation 2 SNH Conservation 3 soil GHG recycling
Regulation Services (RS)	<ul style="list-style-type: none"> 1 Pollination 2 Aphids Regulation 3 Weevils Regulation 4 Ground Dwelling Predators
Supporting Services (SS)	<ul style="list-style-type: none"> 1 Soil aggregates stability 2 Water infiltration 3 Root development

Figure 3: Figure 3. Starplots of the mean rate obtained for the seventeen services for each crop management within each production situation: (a) PS1, (b) PS2 and (c) PS3. Services are grouped by color within the four categories of services: Regulation (brown), Production (blue), Supporting (green) and Environmental (pink). Area with a light coloring represents standard deviation and the hatched areas are non-available data.

Production stability - Crop health

We observed a slight trend of better health of winter wheat in organic farming ($p-v = 0.054$) especially in absence of livestock (Figure 3a.). As for yields, an improvement of winter wheat health was observed in the presence of livestock on conventional fields, especially on clayey soils ($p-v = 0.015$). For faba beans, no general trend was noticeable among CM, but a significant interaction between livestock presence and CM showed up in conventional fields ($p-v = 0.002$) following the same trend as for yields.

Production stability - Crop pests

For all three pest pressure, conventional plowing performed well in the second and third PS (Figure 3b. and c.) and overall organic farming whether plowed or not exhibited higher pressures. Aphids were globally slightly more abundant under direct seeding (p -value = 0.065) except in the first PS where they were equally abundant (p -value = 0.686) as in any CM. As to weevils, it was organic and reduced tillage fields that performed the worst (p -value = 0.071 and 0.028 respectively). In the two PS with livestock, conventional plowed fields and reduced tillage had fewer slugs than their organic equivalent and direct seeding (p -values = 0.058 and 0.061 respectively). For the first PS, no significant difference was observed among CM for slugs.

Overall, for aphids and slugs, variability of the observations increased under reduced tillage and direct seeding.

Biodiversity and SNH conservation

For conservation of both biodiversity and SNH, significant differences were observed between PS (p -value = 0.004 for both) and the first PS had globally much higher values of their diversity no matter the considered CM. In the two other PS, SNH diversity was better in organic farms, whether plowed or not (p -value = 0.006) and in reduced tillage and direct seeding compared to plow (p -value = 0.022). As to biodiversity, no significant trend showed up.

Carbon sequestration

Percentage of greenhouse gas emission re-stocked by the farm was really contrasted between CM and PS. In all four PS, direct seeding performed much better than everything else (median = 3, 0.5 and 0 for direct

seeding, reduced tillage and plow respectively, $p-v < 0.001$) and organic fields performed slightly better than their conventional equivalent (n.s., $p-v = 0.181$). Furthermore, the contrast is very well stressed in the first PS, i.e. farms producing only crops. For the second and third PS, where livestock is responsible for high levels of emission, this ES is quasi null for both organic and conventional plowed fields in PS 2 and for the conventional plowed and reduced tillage fields of PS 3.

The sole organic plowed field of PS 3 is from a farm with a small poultry livestock while most of the others breed bovine cattle (27 out of the 30 farms breeding livestock).

3.3. Effects of individual crop management practices on ecosystem services

Rotation length had a significant positive effect on weevil regulation and faba bean yields, oppositely to time since last plowing which appeared to be negatively influent on those ES (see p -values in Table 1 and 2). Time since last plowing also had negative effects on water infiltration and root development but had a significant positive effect on soil structural stability (Table 1).

The TFI was very logically significantly anti-correlated to wheat health (measured in the non-treated half of the field) yet not correlated to higher yields (measured in the treated half of the field) for winter wheat and only a slight trend of higher yields for faba beans (Table 2). As to mineral fertilization, only a slight trend of better soil structural stability and higher aphid pressure were observed with increasing use of nitrogen (Table 1).

Remarkably, no significant effect of the studied practices were observed on pollination, aphid and weevil regulations and winter wheat yield, and only a slightly negative effect of time since last plowing on faba bean health. Slug pressure was slightly reduced in fields with a longer rotation and increased if the percentage of legume crop was higher (Table 2).

3.4. Specific effects of SNH diversity on other mobile agent-based ES

SNH diversity rates appeared to be positively correlated to both flying-pests pressure (p -values = 0.016 and <0.001 for weevils and aphids respectively) and to

the relating regulation for aphids (p-value = 0.004) but negatively for weevils (p-value = 0.009). As to ground pests (slugs) and predators, SNH diversity only slightly increased slugs abundance (p-value = 0.053) and had no influence on ground dwelling predators.

SNH diversity also had a slight positive correlation to pollinator abundance and biodiversity (p-values = 0.076 and 0.064 respectively).

3.5. Comparison of the different categories of ES under conventional plowing and under alternative systems

Only a few services were significantly improved or worsen in the non-conventional systems we studied compared to conventional plowing (Table 3). Each one of the four alternative CM systems had at least one regulation service that was increased compared to conventional plowing (Table 3), and both reduced-tillage systems had two. Yet, both reduced tillage systems were also the two systems that had two (conventional) or four (organic) production services that get lower, including yields. Both organic plowing and direct seeding for their part had two pest pressures (aphids and weevils) that get higher. However, they delivered yields equal to conventional plowing and both crop health was even improved in organic plowing. For supporting services, organic plowing ranked lower than the conventional one for two services, and organic reduced-tillage was the only system that showed no change from conventional plowing. Reduced tillage and direct seeding systems both improved one service (soil aggregates' structural stability) but water infiltration and root development were significantly lower under direct seeding than in conventional plowing. Environmental services stayed unchanged for organic plow and reduced tillage, but two out of three services get better under organic reduced tillage (SNH and biodiversity conservation) and one under direct seeding (GHG recycling).

Table 3: Number of services improved (dark grey), unchanged (light grey) or reduced (no shading) by each crop management compared to conventional plow. Changes are considered for p-values of the corresponding test under 0.10

	Organic Plow			Reduced Tillage			Organic Red. Till.			Direct Seeding		
	↑	↔	↓	↑	↔	↓	↑	↔	↓	↑	↔	↓
RS	1	3		2	2		2	2		1	3	
SS	1	2		1	2		3			1		2
PrS	2	3	2		5	2	3	4		5	2	
SE		3		3			2	1		1	2	

Table 1: Signs of the estimates of the most parsimonious Proportional Odds Models of crop management practices on regulation and supporting services and p-value of the likelihood ratio tests.

	Pollination		Aphid reg.		Weevil reg.		Ground pred.		Soil ag. stability		Water inf.		Root dev.	
	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value
Rotation														
Last plow			+	0.186	+	<0.001***			+	0.004***	-	0.092.	-	0.003***
Legume crop						0.027*						0.043*		0.0066.
TFI								0.168						
mineral N			+	0.164				0.404		+	0.074.		+	0.192

Table 2: Signs of the estimates of the most parsimonious Proportional Odds Models of crop management practices on production and environmental services and p-value of the likelihood ratio tests.

	Wheat yield		Faba yield		Wheat health		Faba health		Slug pres.		Aphid pres.		Weevil pres.		Biodiversity		SNH diversity	
	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value	estim.	p-value
Rotation	-	0.251	+	0.017*					+	0.062.					+	0.368		
Last plow			-	0.023*				0.077.										0.015*
Legume crop			+	0.067.			0.006**		-	0.073.								
TFI	+	0.128						0.970					+	0.174				
mineral N	+	0.322										-	0.067.					0.195

3.6. Ecosystem services bundles

Mean rates for each of the four ES categories sustained those observations (Figure 4). For regulation services, rates improved for all of the four alternative systems. Yet, direct seeding exhibit important variability and even if its median is comparable to those of reduced tillage systems and its mean to organic plowing, some fields under direct seeding performed as low as some under standard management (Figure 4a). The exact opposite was observed for production services. Globally, alternative CM rated lower than conventional plowing, especially organic reduced tillage (p-value = 0.04), but the important variation in direct seeding implies that both the worst and the best rates were found within this CM (Figure 4c). For supporting services, on the contrary, variability decreased from conventional plowing to direct seeding (n.s.). A light decrease in mean was observed in alternative systems, especially in organic ones, but median stayed at equivalent values (Figure 4b). As to environmental services, they were better for all four alternative systems but significant only for organic reduced tillage and direct seeding (p-values = 0.03 and 0.02 respectively; Figure 4d).

As to co-occurring or opposition between ES in the same farm, the PCA on ES ranks informed us of some major trends with 46.18 % of the observed variation encompassed in its first three dimensions (20.52, 13.79 and 11.87 % respectively). The first dimension informed us that a lesser aphid pressure in a field often occurred with better faba bean health and weevil regulation but were opposed to biodiversity and SNH conservations and aphid regulation (Table 4). Furthermore, CM and PS types were correlated to this first dimension (Table 5), conventional plowing and organic reduced tillage being neatly opposed (Figure 5), and so were the first and second PS. Thus, conventional plowed fields or fields with livestock and silty soils (PS 2) were often associated to low aphid pressure and faba bean diseases but low biodiversity and SNH conservation while organic reduced tillage or fields without livestock were associated to opposite effects on these services (Table 5; Figure 5).

On the second dimension, farms that ranked best for the development of faba bean roots were opposed to those with high soil aggregate structural stability. PS or CM types were not significantly correlated to this second dimension but direct seeding by itself was negatively associated to it (Table 5), *i.e.* associated to more stable soil aggregates but lower root development.

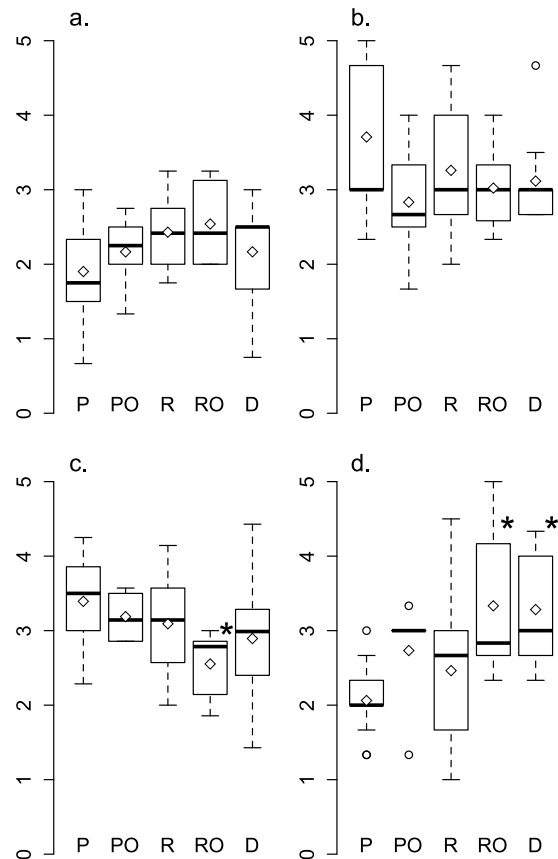


Figure 4: Boxplots by CM types of mean ES rates for each ES category: (a) Regulation services, (b) Supporting services, (c) Production services and (d) Environmental services. Solid black lines represent medians and white diamonds are means of the series. Stars indicate significant differences of means compared to conventional plowing (P).

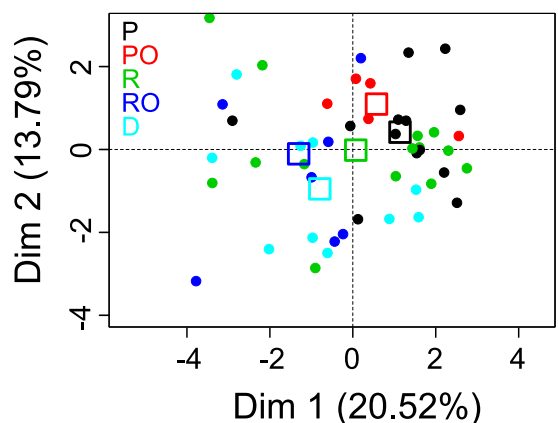


Figure 5: Individuals factor map from PCA on the seventeen services. Individuals are colored by CM. Colored empty squares are centroids of the corresponding CM group.

Table 4: Significant correlations to the three first PCA dimensions among the seventeen services.

	Variable	Corr.	p-value
Dim 1	Aphids pressure	0.72	4,59E-09
	Faba health	0.54	5,03E-05
	Weevil regulation	0.53	8,70E-05
	Slugs pressure	0.48	3,95E-04
	Ground Predators	0.46	7,01E-04
	Faba yield	0.39	5,00E-03
	Weevils pressure	0.36	9,24E-03
	Wheat health	0.36	9,87E-03
	GHG recycling	-0.31	2,76E-02
	Pollination	-0.47	6,17E-04
	Aphids regulation	-0.58	9,39E-06
	Biodiversity	-0.63	8,33E-07
	SNH diversity	-0.66	1,54E-07
Dim 2	Root development	0.82	4,30E-13
	Weevils regulation	0.44	1,51E-03
	Faba health	0.35	1,28E-02
	Aphids regulation	0.31	2,97E-02
	Ground Predators	-0.45	1,09E-03
	Aphids pressure	-0.45	1,09E-03
	Soil aggregate stab.	-0.76	2,28E-10
Dim 3	Faba yield	0.63	1,11E-06
	GHG recycling	0.53	7,70E-05
	Wheat health	0.51	1,55E-04
	Aphids regulation	0.48	4,62E-04
	Water infiltration rate	-0.68	4,10E-08

Table 5: Significant correlations of CM type to PCA dimensions.

	Variable	R ²	p-value	Estimate	p-value	
Dim 1	CM	0.219	2.25E-02	P	1.19	1.11E-02
				RO	-1.24	3.03E-02
	PS	0.282	4.13E-04	PS 2	0.95	3.59E-03
				PS 1	-1.28	1.25E-04
Dim 2	-	-	-	D	-1.03	2.93E-02
Dim 3	-	-	-	P	-0.89	3.18E-02

Finally, the third dimension opposed fields with high yield of faba beans, good GHG recycling and low wheat diseases to fields with low water infiltration rate. This third bundle was observed for plowed field (Table 5) but was not significant to explain the overall variation among CM types, nor PS.

Organic plowing fields were not significantly associated to a dimension, but they were mostly distributed in a neutral position regarding the first bundle with positive values on the second dimension (Figure 5), *i.e.* a good root development but low structural stability. As to fields under conventional reduced tillage they were homogeneously distributed over the first two dimensions leading to no possible generalization on whether those CM types were more associated to a bundle or another.

4. Discussion

Globally, our findings support most of those of Garbach et al. (2016) who showed in a meta-analysis that for CA, control of pests, conservation of biodiversity and habitats, carbon sequestration, control of erosion and water runoff, and purification of water were generally improved. Of the ES they tested, only weed control was lower and pollination unchanged compared to the standard system they studied. The weed control could not be incorporated in our study but this parameter could possibly explain a lot of the differences between our observations and their meta-analysis. Herbicide use has been let to farmers' volition because it is an essential pillar for the performance of some systems (Singh et al., 2015). Unfortunately, this intense use of biocidal products certainly has a mitigating effect on the benefits of systems especially in terms of preservation of biodiversity and in terms of regulation. In our study, reduced tillage slightly exhibited the highest potential for pollination, probably because herbicide use was midway between direct seeding and plowing, and the soil less disturbed than under plowing, allowing for overwintering in field's soil by pollinators such as api-forms (Hymenoptera) and hoverflies (Diptera). Moreover, the lesser use of herbicides might have enhanced the flower richness and abundance in both field margins and, coupled with the lesser soil disturbance, within-field. This hypothesis seemed to be confirmed by the fact that organic reduced tillage and direct seeding also ranked quite high. As to organic management, Garbach et al. (2016) showed improved pollination, biodiversity and habitats diversity, control of erosion and water runoff. Otherwise, control of pests and weeds remained comparable to the conventional system.

The foremost feature of this work was to allow simultaneous study of bundles of services. From our set of ES and conditions of CM and PS, it was not possible to highlight a particular profile of ES response depending of CM. Yet, some very different services appeared to jointly occur within the same field. Several ES relaying on mobile agents and closely impacted by field surroundings appeared to jointly (or oppositely) occur in fields: faba bean health, weevil regulation and reduction of aphid pressure were often high when SNH diversity, biodiversity and aphid regulation were low. The fact that both pest pressure and natural enemies efficiency increased with habitat diversity and general biodiversity for aphids was expected Roschewitz et al. (2005). But the opposite effect of SNH diversity on diseases and weevils regulation is surprising. It can be hypothesized that for a dense vegetation crop such as faba

beans, smoother landscape might favor circulation of air masses drying and sanitizing fields. As to weevils parasitoids, *T. thoracicus*, it already have been shown to be easily confused by more complex environment such as crop association (unpublished) which can explain its low efficiency in fields with high SNH diversity. Interestingly, this first group of associated services was associated to two CM types, conventional plowing opposed to organic reduced tillage, even if those services were mostly reliant on the surroundings of fields. This highlight the general behavior of farmers involved in agroecological transformation to extend their management strategy outside the sole productive part of their farms. Leading to farmers engaged in both organic and conservation agriculture having the highest diversity of semi-natural habitats and associated services.

The second and third groups of services identified in this work were more related to the soil compartment and its sensitivity to erosion. The fact that both parameters of erodibility appeared in two orthogonal bundles is relevant of the fact that even if soil aggregates stability is better under direct seeding and water infiltration under plowing management, these two parameters are independently express in a given field and not systematically opposed. However, better structural stability did come at the price of root settlement for faba beans which can be logically impute to soil compaction. As to water infiltration, it was associated to low yields of faba beans, low GHG recycling and high winter wheat diseases pressures.

One important finding of this study that deserves a close look for upcoming works is the variability that was observed in the results for some systems. For production services particularly, direct seeding and in a lesser extent reduced tillage showed high variability of yields, winter wheat health and presence of pests such as aphids and slugs. Likewise, for most environmental services the finding was the same, reduced tillage and direct seeding rates were more variable than those of plowed fields. These observations highlight the fact that these CM categories encompass a range of practices with variable agroecological performances, from better to worse than any other system. It was indeed under direct seeding that the highest and the lowest values were found for most ES. Yet, for supporting services, the opposite was neatly observed (figure 5), with direct seeding varying little compared to plowing. Interestingly, this was not observed between organic and conventional with the exception of some production services that were undeniably more variable under conventional than organic management.

Concerning supporting services, and particularly soil erodibility, soil aggregate stability proved to be best in direct seeding and better in organic than in conventional systems while water infiltration was better in tilled fields. The water infiltration test used in this work evaluated the capacity of the first centimeters of soils to absorb an excessive amount of water. No-till practices are known to increase soil compaction, especially during the first years after conversion (Soane et al., 2012). But infiltration rate is usually supposed to be higher in CA due to protection from raindrop by residues, the continuity between soil layers and the vertically orientate macroporosity (Soane et al., 2012). Yet, the infiltration rate is also closely reliant on the permeability of the first millimeters of soil. Here, measurements were done just after winter and biological activity that should have restored porosity was still too low. Furthermore, practices such as reduced tillage, even if deep tillage is no longer used, are often associated to shallow mechanical weed control to limit herbicide use. It is even more the case for organic fields where herbicides are replaced by mechanical weed control. Supposedly, this repeated superficial disturbance produces fine particles of soil that obstructed the biologically-created porosity connection between surface and deeper soil layers hindering the benefit of conserving this functional biodiversity. This would be especially observed in silty soils and/or with low amount of organic matter. This was supported by our findings, the PS 3 (*i.e.* with livestock and clayey soils) being less impacted by conservation or organic agriculture than the two others. Nevertheless, our findings on structural stability are consistent with previous studies (Bronick and Lal, 2005; D'Haene et al., 2008) and even if we cannot support the run-off reduction due to conservation tillage as stated by Soane et al. (2012), soil loss is undoubtedly reduced thanks to a better surface stability, which is one of the main uptakes of no-till practices (Puustinen et al., 2005; Soane et al., 2012; Ulén et al., 2010).

In this work, production services, which are those on which agricultural income mainly rests, were addressed through crop yields, crop health and crop pest hazard. Worldwide and considering all crops together, conservation agriculture is estimated to lead to a yield deficit of 2.5 % compared to conventional plowing (Pittelkow et al., 2014). Yet, under conservation agriculture, yields are less influenced by water stress (Pittelkow et al., 2014) and are estimated to increase between 20 to 120 % compared to conventional plowing in dry countries (Basch et al., 2015; Kesavan and Malar-

vannan, 2010). No empirical evidence of global performance of conservation agriculture exists for France (Lahmar, 2010) but Basch et al. (2015) estimated that for south Europe (including France) yields were improved by 13 % under conservation agriculture. Remarkably, in our study yields did not appear to significantly change in conservation tillage compared to conventional plowing, notably for the extreme CA system that is direct seeding. However, this latter steadily develops in South-West of France most probably thanks to the economic benefit it provides through savings of energy and machinery costs.

Except for reduced tillage under organic management, crop health was also rather unchanged by CM type. These findings contradict some scientific beliefs about CA. Indeed, models based on expert knowledge tend to predict an increase of diseases and pests when the soil stays undisturbed and covered with crop residues (Craheix et al., 2016). This is supported by some studies but as recalled by Scopel et al. (2013), this is mostly observed in young, not mastered systems where the principles of CA are not completely applied. Furthermore, a large scale European enquiry of farmers adopting CA revealed that, from their point of view, neither diseases nor pests increased or decreased since they changed their practices (Veroz-González et al., 2008). Our work tends to support their claim for diseases, the CM were CA principles were indeed fully applied being the direct seeding one. Yet, organic reduced tillage was the CM that showed the highest diseases level which underline the obstacles that remain for the development of CA under organic management.

Finally only pest hazard appeared as more important in CA than under plowing systems especially for aphids and weevils. Interestingly, slugs, that are considered a major issue for the development of CA Basch et al. (2015), did not seem to be impacted in a way or another by tillage or input management for the winter crops studied here. This contradicts previous studies that tend to show improvement of pest control in CA (Basch et al., 2015; Garbach et al., 2016; Kesavan and Malarvannan, 2010), except for slugs. Here, the observed differences of pest abundances were mostly due to specific practices and cannot be linked to a category of CM, as such designed here. For the example of slugs, they were not significantly impacted by the CM types, but we observed a tendency to be more abundant when the proportion of legume crops at the farm level was high and less abundant in a more diversified crop rotation.

Organic farming in the other hand exhibited notable differences from conventional farming in terms of

yields and crop health. Yields indeed decreased for winter wheat but not for faba bean underlying that this yield gap in cereals was probably due to a lack of mineral nitrogen, which is not detrimental for legume crop such as faba beans. Furthermore, organic farming was linked to a trend of better wheat health, confirmed by an anti-correlation between TFI and crop health. This trend is even more marked in the absence of livestock. Yet, TFI was not correlated to better yields underlying the fact that treatments only assured yields to fields affected by diseases equivalent to those of healthy fields. Concerning pest hazard, as for conservation tillage, weevils and aphids were more abundant which also contradicts the results of previous studies (see meta-analysis by Bengtsson et al. 2005). Yet, recent studies support the un-solved effect of organic agriculture on aphids, the relationship between the pest and its natural enemies being sometimes more complex in conventional farming (Lohaus et al., 2013).

Interestingly, the presence of a livestock on the farm mitigated the effect of CM on some ES such as soil aggregate stability, crop health and yields and abundances of soils predators and pests. Notable differences were observed between organic and conventional fields. For instance, conventional farms indeed presented a better crop health with livestock, while this was not observed in organic farms. Likewise, yields were better when livestock was present only in plowing systems but not in direct seeding. As to regulations, predators tended to be more abundant in organic fields, as shown in previous studies (Bengtsson et al., 2005), but only if livestock was absent, otherwise no differences were found. Finally, presence of a livestock on the farm covered up the negative effect of plowing on soil aggregate stability in organic farms. These effects were probably linked to the availability of organic matter for fertilization, leading to higher level of organic matter in the soils (Fig 1). It thus seemed that soil quality (physical, chemical and biological) was improved by the presence of livestock and allowed to make up the services deficit caused by other practices.

Yet, livestock presence does not simply imply organic fertilization, it also leads to more grasslands and their inclusion in longer crop rotations. But, except for faba beans yields, longer rotation did not showed up as an explicative factor on these services. Furthermore, livestock was negatively correlated to SNH diversity because if it was indeed associated to larger surfaces of grasslands (and *de facto* of SNH), they dominated SNH types and led to a low diversity at the farm level.

Finally, livestock is logically linked to higher GHG

emission levels (Gerber et al., 2013) except for fields under direct seeding management. The presence of fields under no-till management indeed allowed to drastically mitigate the impact of livestock by re-stocking C in soils. This results was expectable in regard to the indicator we used and its construction based on expert knowledge and literature that already recognized no-till as more favorable concerning at the same time GHG emission and C sequestering in soils (Lal, 2011). Palm et al. (2014) acknowledge the potential for AC to mitigate GHG emissions but cautioned about the lack of relevant case studies with reliable GHG measurement. In this study, no actual measurement of GHG emission was made. Still, this work highlights the potential of direct seeding to support such crucial ES by beneficially balancing energy consumptions and agroecological structures.

Two groups of farms with livestock were discerned in this study, mostly according to their type of soils, *i.e.* loamy or clayey soils. This distinction indeed proved to differently shape some ES response to CM. In particular, yields were higher on clayey soil with livestock for each CM independently. Furthermore, it was direct seeding that performed the best for crop production on loamy soils but plowing on clayey soils. Redox potential buffering by clayey soils might explain these variations (Husson et al., 2016b). Loamy soils are more sensitive to redox increase by soil disturbance and chemical inputs (Husson et al., 2016b), 2016). Oxidized soils will thus offer non optimal conditions to crops that will need to redirect photosynthates towards roots exudates to restore favorable redox conditions (Husson, 2013). Crops like legumes can exudates from 15 to 80 % of their photosynthates (Neumann and Römheld, 2007; Hinsinger et al., 2003). Unfavorable redox conditions will thus favor high values of exudates and decrease the amount of photosynthate directed to grains leading to lower yields. On the contrary, on clayey soils the impact on redox potential of mechanical soil management is buffered and crops benefit in addition from the easier root settlement, improving yields. This impact of soil type might also impact other ES in un-suspected ways. Chabert and Sarthou (in prep.) showed that aphid regulation by *S. sripta*, might also be impacted by soil and subsequent plant redox due to sensitivity of those organisms to electric fields, as demonstrated for other pollinators (Clarke et al., 2013).

Of the parameters used to discern the three production situations in this study, none concerned landscape

heterogeneity. Indeed, although the study area was extended, the landscape within 1.5 km around the field was not contrasted enough between the different farms to be a discriminating element of the PS.

The first aim of this work was to remedy to the lack of case studies encompassing simultaneously multiple ES in agroecosystems. Because of the numerous ES studied simultaneously, parameters for both PS and CM were kept simple to not overweight the study and allow an overview of the impact of CM on those ES. Yet, we added a rapid overlook on some main practices relating to conservation and organic agricultures to refine our findings. Indeed, as shown in a previous study (Chabert and Sarthou, in prep.), details of the practices are often more determinant on the ES than the coarse CM categorization such as the one used here. Thereby, Chabert and Sarthou (in prep.) demonstrated that for aphids' regulation, nitrogen input and time since conversion to CA were more informative than categorization under "organic farming" or "conservation agriculture". This did not fully appear in this study because only a limited number of CM practices and PS parameters were studied. Several authors indeed pointed out that, especially in the case of CA, a set of practices have to be taken into account rather than just considering one aspect such as soil tillage. For instance, Craheix et al. (2016) showed that direct seeding with a short rotation was the worst system while conservation agriculture, if fully applied and mastered, mostly led to good performances for environmental services. Regrettably, many farmers only partially adopt conservation agriculture principles because of their convictions, objectives or due to local conditions (Scopel et al., 2013) which undermines greatly the long-term sustainability of their system. Faced with this, some systems based on conventional plowing are associated to very performant environmental services (Craheix et al., 2016) when, for instance, associated with long and diversified rotation, reasoned SNH management and moderate pesticides use.

Here, the study of some main practices indeed permitted to confirm observations from CM types as in the case of soil aggregate stability and water infiltration that were respectively improved and hindered by time since conversion to conservation agriculture. But it also gave insight on the effect of practices on some ES that did not express any significant differences between CM types. For instance, the non-significant decrease of weevil regulation that seemed to be observed in CA actually results of opposite response to time since last plow, which indeed tends to limit regulation, and rota-

tion length that was in fact the most influent parameter positively influencing the natural biocontrol of this pest. The opposite effect of these two principles of CA thus led to no definite effect of our CM types because these latter do encompass farms that are not equivalent in their adoption of the three principles. Furthermore, faba bean yields that were unchanged between CM types were actually also influenced by time since conversion and rotation length, plus a slight positive effect of pesticide use, which tend to confirm that yields of this crop were mostly linked to the efficiency of weevil control, being natural or chemical. The rapid insight on the effects of detailed practices given in this study thus needs to be deepened in further service-specific studies.

5. Conclusions

Many authors recognize the critical importance of livestock in ecological intensification. The present work highlights this particular effect of multiplying productions types in the same farm on the expression of multiple ecosystem services. Determinants of this influence remain unclear but it noticeably appeared that the sole presence of a livestock production in the farm impacted regulations even within non forage crop fields. Particularly, presence of livestock seems to make up for negatives impacts of conventional agriculture, leveling up values of some services such as potential predation by ground dwelling predators or soil aggregate stability. Impacts of practices such as conservation or organic agriculture thus appeared more significant in farms which produced only crop. Nevertheless, all farms breeding livestock were not equal regarding their response to management practices and soil type was also influent on some crucial ecosystem services such as crop yields. Amount of clay in a soil indeed buffered the beneficial impacts of alternative agricultures on soils. In regard with our results, we cannot support that conservation agriculture increases yields as claimed by some authors but farms on loamy soils did show higher yields under CA emphasizing its potential and the underestimated effect of soil texture. Parameters of soils chemical improvement under organic or conservation agriculture are surely understudied and to our point of view, redox potential is one of them, together with pH and organic matter.

Nevertheless, the present work supports the good potential of conservation agriculture for sustaining agro-ecological transition in south western France. Particularly, conservation agriculture can help reducing soil

loss by limiting particles removal by water run-off. Furthermore, performances achieved through these methods, at least for cereal crops, are comparable to those of conventional agriculture. Unlike organic agriculture, production services did not globally decrease even if pest hazard was some times higher. Yet, regarding the co-occurrence of services, it appeared that the relationship between pests, their natural enemies and habitat diversity was not as straightforward as often thought. We particularly found that weevils did not response to habitat diversity as expected and oppositely to aphids. Drawing general conclusions about pest profiles and regulations for an agriculture type or another is thus misleading due to high variability relatively to the studied organism.

In general, no sound profile of ecosystem services appeared for any crop management system or production situation. Conventional agriculture seemed to perform well for production and supporting services but mostly failed for regulation and environmental services while organic agriculture often exhibit the worst profile losing both in production and in supporting. Furthermore, one main conclusion that can be drawn from this work concerns the high variability in ES expression observed under some crop management. Mostly, direct seeding was the management with the most variable results. For production services particularly, direct seeding encompassed both the best (better than conventional farming) and the worst (worse than organic reduced tillage) rated farms of the study. Furthermore, the rapid overlook on parameters describing implication of the farm in conservation agriculture revealed that time since last plow, *i.e.* time since conversion to these technics, often was an influent parameter. Conservation agriculture demands new knowledge acquisition, adaptation of the system to local conditions and reactivity facing climatic events. Unfortunately, knowledge about adaptation of such practices for this specific location is still incomplete and not easily available for farmers who mostly learned from trial and error, either their own and those shared among each other by grouping within associations. The variability we observed in the success of conservation agriculture in terms of production is thus most probably due to either system immaturity or the non-mastership of the technics it imposes.

Acknowledgements

We are grateful to all the farmers for making this research project possible: C. Abadie, F. Advenier, D. Albenge, D. Assie, J.-P. Azemar, J.-C. Bady, P. Batiot, R. & D. Beziat, D. Bezio, P. Boutonnet, D. Boutounet, A.

Breque, B. Cavailles, P. Consiglio, J.-L. Constans, J.-C. Couget, A. Daguzan, B. Dautat, L. Decuq, L. Dejean, J. Delozzo, G. Delpoux, B. Doumayzel, G. Dumont, M. Durand, D. Frechou, B. Gelis, J. Hamot, P. Kirchner, R. Lacroix, J. Laffont, P. Lahille, J.-C. Lajous, P. & Y. Laporte, F. Larroque, M. Lascours, C. Lepers, P. Loubens, F. Massie, J.-L. Medalle, P. Pangrazi, A. Paulin, L. Prieur, P. Pujos, C. Raucoules, J. Rivire, G. Saint-Blancat, S. Saunal, D. Thoulouse, C. Tonus, J.-L. Vaysse and V. Vialette. We also thank the persons who helped us in the fields: A. Amoss, G. Badoz, A. Buresi, M. Daire, A. Faury, S. Quettier, M. Robert, M.-K. and M. Sarthou, E. Tabard and V. Tonus. Finally, we thank V. Sarthou for the support of “Syrphys Agro-Environnement” in the biodiversity assessment.

References

- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M. J., Avilés-Vazquez, K., Samulon, A., Perfecto, I., 2007. Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22 (2), 86–108.
- Basch, G., Friedrich, T., Kassam, A., Gonzalez-Sanchez, E., 2015. Conservation Agriculture in Europe. Springer International Publishing, Switzerland, Ch. 15, pp. 357–388.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A. C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42 (2), 261–269.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S. G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution* 28 (4), 230–238.
- Bronick, C. J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22.
- Chabert, A., Amossé, A., Sarthou, J.-P., in prep. Visual landscape assessment: description and efficiency of a rapid method saving tedious digital mapping.
- Chabert, A., Sarthou, J.-P., in prep. When Detailed Crop Management Practices Compete with Local and Regional Landscape Heterogeneity: Un-Nested Hierarchy in Aphid Abundance and their Biological Control.
- Christensen, R. H. B., 2015a. Analysis of ordinal data with cumulative link models-estimation with the ordinal package.
- Christensen, R. H. B., 2015b. ordinal - Regression Models for Ordinal Data. URL <http://www.cran.r-project.org/package=ordinal/>
- Christensen, R. H. B., Brockhoff, P. B., 2013. Analysis of sensory ratings data with cumulative link models. *Journal de la Société Française de Statistique & Revue de Statistique Appliquée* 154 (3), 58–79.
- Clarke, D., Whitney, H., Sutton, G., Robert, D., 2013. Detection and Learning of Floral Electric Fields by Bumblebees. *Science* 340 (6128), 66–69.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology (4th Edition). Waveland Pr Inc.
- Craheix, D., Angevin, F., Doré, T., de Tourdonnet, S., 2016. Using a multicriteria assessment model to evaluate the sustainability of conservation agriculture at the cropping system level in France. *European Journal of Agronomy* 76, 75–86.
- Crowder, D. W., Jabbour, R., aug 2014. Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. *Biological Control* 75, 8–17.
- Crowder, D. W., Northfield, T. D., Strand, M. R., Snyder, W. E., 2010. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature* 466 (doi:10.1038/nature09183), 109–112.
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C., may 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (4), 212–217.
- D’Haene, K., Vermang, J., Cornelis, W. M., Leroy, B. L. M., Schietecatte, W., De Neve, S., Gabriels, D., Hofman, G., 2008. Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *Soil and Tillage Research* 99 (2), 279–290.
- Drinkwater, L. E., Snapp, S. S., 2007. Nutrients in agroecosystems: rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy* 92, 163–186.
- Escofier, B., Pagès, J., 1994. Multiple factor analysis (AFMULT package). *Computational Statistics and Data Analysis* 18 (1), 121–140.
- FAO, F., 2008. Investing in Sustainable Agricultural Intensification. The Role of Conservation Agriculture. A framework for action. Tech. rep., Rome.
- FAO, F., 2011. Save and Grow. A policymaker’s guide to the sustainable intensification of smallholder crop production. Rome.
- Farooq, M., Siddique, K. H. M., 2015. Conservation Agriculture: Concepts, Brief History, and Impacts on Agricultural Systems. Springer International Publishing, pp. 3–17.
- Fox, J., Weisberg, S., 2011. An {R} Companion to Applied Regression.
- Friedrich, T., Derpsch, R., Kassam, A., 2012. Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. Tech. rep.
- Garbach, K., Milder, J. C., DeClerck, F. A., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2016. Examining multifunctionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability* 5903 (April), 1–22.
- Garnett, T., Appleby, M. C., Balmford, A., Bateman, I. J., Benton, T. G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P. K., Toulmin, C., Vermeulen, S. J., Godfray, H. C. J., 2013. Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. *Science Magazine* 341, 33–34.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Faluccci, A., Tempio, G., 2013. Tackling Climate Change through Livestock - A Global Assessment of Emissions and Mitigation Opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Giller, K. E., Witter, E., Corbeels, M., Tittonell, P., oct 2009. Conservation agriculture and smallholder farming in Africa: The heretics’ view. *Field Crops Research* 114 (1), 23–34.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES , Version 4.3). Report to the European Environment Agency (September), 1–17.
- Hazell, P., Wood, S., 2008. Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1491), 495–515.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44 (2), 340–351.
- Hervé, M., 2016. RVAideMemoire: Diverse Basic Statistical and Graphical Functions. URL <https://cran.r-project.org/package=RVAideMemoire>
- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., Jaillard, B., 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses

- to environmental constraints: A review. *Plant and Soil* 248 (1-2), 43–59.
- Hobbs, P., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1491), 543–555.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2016a. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. URL <https://cran.r-project.org/package=FactoMineR>
- Husson, O., 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil* 358 (1-2).
- Husson, O., Husson, B., Brunet, A., Babre, D., Alary, K., Sarthou, J. P., Charpentier, H., Durand, M., Benada, J., Henry, M., 2016b. Practical improvements in soil redox potential (Eh) measurement for characterisation of soil properties. Application for comparison of conventional and conservation agriculture cropping systems. *Analytica Chimica Acta* 906, 98–109.
- Kesavan, P. C., Malavannan, S., 2010. Green to evergreen revolution: ecological and evolutionary perspectives in pest management. *Current Science* 99 (7), 908–914.
- Kremen, C., Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society* 17 (4), 40.
- Kremen, C., Williams, N. M., Thorp, R. W., 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 (26), 16812–16816.
- Lahmar, R., 2010. Adoption of conservation agriculture in Europe - Lessons of the KASSA project. *Land Use Policy* 27 (1), 4–10.
- Lal, R., 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy* 36, S33–S39.
- 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 (6), 902–908.
- Lavorel, S., Colloff, M. J., Mcintyre, S., Doherty, M. D., Murphy, H. T., Metcalfe, D. J., Dunlop, M., Williams, R. J., Wise, R. M., Williams, K. J., 2015. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Global Change Biology* 21 (1), 12–31.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P., Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies. Tech. rep., INRA, Paris, France.
- Lemanceau, P., Maron, P. A., Mazurier, S., Mougel, C., Pivato, B., Plassart, P., Ranjard, L., Revellin, C., Tardy, V., Wipf, D., 2015. Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 67–81.
- Lenth, R. V., 2016. Least-Squares Means: The {R} Package {lsmeans}. *Journal of Statistical Software* 69 (1), 1–33.
- Lohaus, K., Vidal, S., Thies, C., 2013. Farming practices change food web structures in cereal aphid-parasitoid-hyperparasitoid communities. *Oecologia* 171, 249–259.
- Martin, G., Willaume, M., 2016. A diachronic study of greenhouse gas emissions of French dairy farms according to adaptation pathways. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 221, 50–59.
- Meulman, J. J., Van der Kooij, A. J., Heiser, W. J., 2004. Principal components analysis with nonlinear optimal scaling transformations for ordinal and nominal data. In: *The SAGE Handbook of Quantitative Methodology for the Social Sciences*. pp. 49–70.
- Neumann, G., Römheld, V., 2007. The release of root exudates as affected by the plant physiological status. In: Dekker, M. (Ed.), *The Rhizosphere: Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface*, 2nd Edition. Stuttgart, Germany, pp. 23–72.
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 187, 87–105.
- Pisante, M., Stagnari, F., Acutis, M., Bindi, M., Brilli, L., Di Stefano, V., Carozzi, M., 2015. Conservation Agriculture and Climate Change. Springer, pp. 579–620.
- Pittelkow, C. M., Liang, X., Linquist, B. a., van Groenigen, K. J., Lee, J., Lundy, M. E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R. T., van Kessel, C., oct 2014. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*.
- Pittelkow, C. M., Linquist, B. A., Lundy, M. E., Liang, X., van Groenigen, K. J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R. T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research* 183, 156–168.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Peltonen, K., 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (4), 565–579.
- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. URL <https://www.r-project.org/>
- Rigby, D., Caceres, D., 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems* 68, 21–40.
- Roschewitz, I., Hucker, M., Tscharnke, T., Thies, C., 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 218–227.
- Sarthou, J.-P., 2009. Le piège cornet unidirectionnel, nouveau piège entomologique d'interception. *L'Entomologiste* 65 (2), 107–108.
- Scopel, E., Triomphe, B., Affholder, F., Da Silva, F. A. M., Corbeels, M., Xavier, J. H. V., Lahmar, R., Recous, S., Bernoux, M., Blanchart, E., De Carvalho Mendes, I., De Tourdonnet, S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33 (1), 113–130.
- Singh, V. P., Barman, K. K., Singh, R., Sharma, A. R., 2015. Weed Management in Conservation Agriculture Systems. Springer International Publishing, pp. 39–77.
- Soane, B. D., Ball, B. C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research* 118, 66–87.
- Song, Z., Gao, H., Zhu, P., Peng, C., Deng, A., Zheng, C., Mannaf, M. A., Islam, M. N., Zhang, W., 2015. Organic amendments increase corn yield by enhancing soil resilience to climate change. *The Crop Journal* 3 (2), 110–117.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418 (6898), 671–677.
- Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Øygarden, L., Stenberg, M., 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: A Scandinavian review. *Soil Use and Management* 26 (2), 94–107.
- 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.
- Veroz-González, O., Sánchez, C., Sánchez Ruíz, F., 2008. Estudio estadístico de encuestas dirigidas a agricultores que aplican técnicas de Agricultura de Conservación. In: Gil Ribes, J., Ordóñez Fernández, R., Ayuso González, J., Veroz-González, O., González-Sánchez, E. J. (Eds.), *Métodos de Producción Agraria compatibles con el Medio Ambiente: Lucha contra la Erosión y Agricultura de Conservación*, informe fi Edition. pp. 113–202.
- Vilela, A., Monteiro, B., Correia, E., 2015. Sensory Profile of Port Wines : Categorical Principal Component Analysis, an Approach

-
- for Sensory Data Treatment. *Journal of Viticulture and Enology* 30 (1), 1–8.
- Wezel, A., Soboksa, G., McClelland, S., Delespesse, F., Boissau, A., 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35 (4), 1283–1295.
- Witmer, J. E., Hough-Goldstein, J. A., Pesek, J. D., 2003. Ground-Dwelling and Foliar Arthropods in Four Cropping Systems. *Environmental Entomology* 32 (2), 366–376.
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, C., Swinton, S. M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64 (2), 253–260.

VI

Discussion générale et conclusions

DISCUSSION GÉNÉRALE



“ Every time I think I know what’s going on, suddenly there’s another layer of complications. ”

John Scalzi, *The Last Colony*

1.1 RAPPEL DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

Ce travail brasse un large panel tant de pratiques que de services écosystémiques, aussi bien en amont qu’en aval de l’agroécosystème. Si l’on se replace dans le schéma de la Fig.I.1.3, nous avons étudié dans ce travail trois des quatre compartiments présentés : des services intrants (de support et de régulation), des services produits dits environnementaux et des services produits contribuant au revenu agricole.

Évaluer l’agriculture de conservation et l’agriculture biologique par rapport à une agriculture plus conventionnelle au moyen de ce cadre conceptuel nous a permis de mettre en avant certains points de blocage mais également les avantages que peut porter la conversion vers ce type de pratiques.

Tout d’abord, dans cette étude, l’AB a été prise comme un exemple de modèle établi d’alternative au modèle conventionnel tandis que l’AdC a été présentée comme *outsider* dont le potentiel reste à prouver.

La grande critique communément faite à l’AB est sa productivité. La question de savoir si ce type d’agriculture peut nourrir le monde préoccupe tant les scientifiques que les politiques et le grand public (Perfecto et Badgley 2007). Dans une grande étude synthétisant près de 300 études comparatives entre l’AB et l’agriculture plus conventionnelle, Badgley et al. (2007) ont estimé que les rendements étaient en moyenne 7 % inférieurs en AB qu’en conventionnel dans les pays développés. Nos résultats corroborent ce chiffre, *a minima* pour une culture consommatrice d’azote comme le blé. Néanmoins, d’un point de vue écologique, l’AB ne manque pas de vertus. Elle participe à la réduction de l’usage des pesticides, au stockage du carbone, à l’amélioration biochimique et écologique du sol, à la réduction des émissions de CO₂ et favorise la biodiversité notamment l’abondance et la richesse en espèces d’oiseaux, de plantes et d’insectes, particulièrement celles des insectes prédateurs (Pretty et al. 2006, Bengtsson et al. 2005, Gomiero et al. 2011).

L'étude du panel de services intrants et produits proposée ici soutient ces affirmations. L'agriculture biologique s'est avérée mieux supporter certains services de régulation et services environnementaux que l'agriculture conventionnelle et souvent de manière équivalente à légèrement meilleure par rapport à l'AdC. Particulièrement, les services environnementaux comme la préservation des habitats semi-naturels et de la biodiversité générale en dehors de la parcelle cultivée sont en moyenne meilleurs en AB et en AdC. Cependant, le fait que l'AB puisse aider à limiter les pertes de sol (Gomiero et al. 2011) ne semble pas démontré sur notre réseau d'étude. La sensibilité à l'érosion semble en effet détériorée dans les systèmes en AB que nous avons étudiés par rapport à leur équivalents conventionnels. Notamment, le fait que la matière organique soit souvent plus élevée dans ces systèmes n'a pas suffi à réduire l'arrachement des particules de sol par l'eau et la stabilité des agrégats à la surface du sol était plus faible en AB qu'en conventionnel. L'effet délétère du travail du sol et notamment du travail superficiel, utilisé en AB pour lutter contre les adventices, est probablement à l'origine de cette observation, soulignant la prédominance de cet effet sur la stabilisation des agrégats grâce à la matière organique.

De manière générale, nos résultats soutiennent le problème de l'antagonisme entre productivité et conservation de la biodiversité dans les systèmes en agriculture biologique (Gabriel et al. 2013), remettant en cause son adoption massive. Sur notre réseau d'étude, l'AdC a quant à elle présenté le gros avantage par rapport à l'AB de ne pas entraîner de perte de rendement en moyenne. La qualité sanitaire des cultures est préservée et les niveaux de rendement équivalents malgré un risque plus élevé pour certains ravageurs. Cependant, comme pour l'AB, les bienfaits de cette agriculture sur les services intrants sont hétérogènes.

L'aspect le plus positif que nous avons observé en termes de services intrants pour l'AdC est la stabilité de la structure des agrégats à la surface du sol, entraînant moins de perte de sol par érosion. L'AdC étant initialement pensée comme agriculture de *conservation des sols*, cette observation supporte ces bienfaits en ce sens et il semble indéniable que ce type d'agriculture peut significativement réduire les pertes de sol, mais également de matières organiques et de fertilisants par l'érosion. Notamment, l'amélioration de la stabilité structurale est gage d'une meilleure préservation des eaux de surface. Les polluants se fixent aux particules de sol (Mcgrath 1996) et ne sont pas entraînés par les eaux de ruissellement. En revanche, au regard de nos résultats, l'AdC ne permet pas la réduction du ruissellement en surface. Néanmoins, étant donné les excellents résultats obtenus par cette agriculture du point de vue de la stabilité structurale, il est probable que l'un dans l'autre l'érosion soit tout de même limitée.

Concernant les régulations biologiques, les résultats se sont avérés très variables. Les organismes dont dépend le succès des régulations naturelles sont avant tout particulièrement sensibles à la qualité des habitats présents dans l'agroécosystème *lato sensu*, c.à.d. à la parcelle et à ses abords.

Une des conclusions intéressantes de ce travail est que les agriculteurs engagés dans l'agroécologie prennent en compte non plus seulement leur parcelle mais ne négligent pas non plus ses abords. Ils

implantent, maintiennent et entretiennent diverses infrastructures agroécologiques sur l'ensemble de leur exploitation au bénéfice de la biodiversité. Or c'est bien la présence et la qualité de ces habitats, même modestes, à proximité de la parcelle qui ont le plus d'influence sur les auxiliaires. Nous avons vu en effet que cette diversité en habitats semi-naturels à l'échelle de l'exploitation bénéficiait aux pollinisateurs, à la biodiversité générale, à certains prédateurs (syrphes) et malheureusement parfois à certains ravageurs. De plus, la parcelle agricole elle-même est un habitat qui peut potentiellement abriter des espèces anthropophiles et avantageuses pour l'agriculteur comme les syrphes, à la fois bons ennemis naturels de pucerons et pollinisateurs performants. La parcelle agricole peut ainsi être tantôt une ressource alimentaire (proies et hôtes ravageurs, cultures entomophiles) tantôt une ressource d'hivernation (pour les Syrphes par exemple ; Raymond et al. 2014) pour le maintien des auxiliaires. La diversification des espèces de la rotation et de l'assolement (c.à.d. dans le temps et dans l'espace) ainsi que la diversification des abords de parcelles, avec des lisières plus ou moins entretenues, l'implantation de bandes enherbées ou de bandes fleuries y compris pour des parcelles où ce n'est pas une obligation réglementaire, l'inclusion de prairies dans les rotations, etc. sont autant de façons de favoriser les auxiliaires, en particulier de les maintenir près des parcelles pendant l'hiver et donc bénéficier le plus tôt possible de leurs services dès la reprise de végétation et l'arrivée des premiers ravageurs. Néanmoins, si ceci est vrai en théorie et qu'une plus grande diversité d'habitats supporte généralement une population d'ennemis naturels plus abondante et variée, en pratique il peut arriver que cette diversification ne soit pas directement associée à une meilleure régulation pour un ravageur donné.

Dans les organismes pris en exemple pour cette étude, les bruches et leur régulation ont présenté ce genre d'effet contraire. Ici nous avons évalué directement le taux de parasitisme par un parasitoïde, et il s'est avéré que ce taux diminuait avec la diversité des habitats non cultivés. Beaucoup des conclusions sur l'effet de la diversité des habitats sur l'efficacité d'une régulation sont basées sur des relations non spécialistes. Cependant, dans le cas de relations où un ravageur donné n'a que peu d'ennemis naturels et que ces ennemis sont eux-mêmes spécialistes, la diversification des habitats et des cultures peut diminuer les chances de rencontres entre le ravageur et l'agent de régulation. De nombreux parasitoïdes auxiliaires, si ce n'est peut être tous, sont très spécialisés et peuvent ainsi être désavantagés dans des environnements trop diversifiés. Ici nous n'avons étudié que l'abondance d'un ravageur et son taux de parasitisme. Nous ne connaissons pas l'abondance en *T. thoracicus* et nous ne pouvons donc statuer si la diversité en habitats a perturbé le repérage de l'hôte par le parasitoïde ou si le parasitoïde était moins présent du fait de la complexification des habitats. L'un comme l'autre pouvant s'expliquer par la nature exclusive de la relation que ce parasitoïde entretient avec son hôte.

1.2 QUELS APPORTS . . .

1.2.1 . . . pour la recherche scientifique

Tout d'abord, ce travail contribue à l'acquisition de connaissances sur l'AdC au travers d'un cas d'étude complet, combinant l'évaluation de services divers, notamment en évaluant simultanément

des services de régulation et des services de production, ce qui a rarement été réalisé jusqu'alors. Un tel dispositif ayant ainsi permis de mettre en avant les cas d'antagonisme entre productivité et préservation de la biodiversité mais surtout la possibilité de s'en affranchir dans certains systèmes. Notamment l'AdC a révélé un potentiel intéressant nonobstant certaines limites relevant parfois plus d'un manque d'accompagnement technique et de maturité du système que de véritables verrous biophysiques.

Dans leur tout récent travail, Tschardt et al. (in press) avancent cinq hypothèses pour tenter d'expliquer pourquoi dans certains cas les habitats naturels ne soutiennent pas les régulations biologiques naturelles. Ces hypothèses sont que (i) les ennemis naturels du ravageur étudié ne sont pas présents dans la région, (ii) les habitats naturels sont plus une source de ravageurs que d'ennemis naturels, (iii) les cultures présentent des ressources naturelles plus favorables que les habitats naturels pour les auxiliaires, (iv) les habitats naturels sont en quantité, proximité, composition ou configuration insuffisante pour assurer le contrôle biologique ou (v) les pratiques agricoles vont à l'encontre de l'établissement des ennemis naturels et de leur action.

Ce travail dans une certaine mesure corrobore et illustre cette dernière hypothèse. La diversité du paysage et la présence de l'agent (en particulier des agents mobiles) dans la région sont indéniablement influents sur tel ou tel service de régulation mais les pratiques agricoles sont *in fine* le paramètre qui influera le plus l'expression du service. Il faut distinguer pour les services écosystémiques basés sur des agents mobiles les habitats "sources" des agents, des habitats où le service s'exprime. Dans un paysage aux habitats diversifiés, la présence d'agents n'est pas nécessairement synonyme d'une meilleure expression du service. Les auxiliaires peuvent en effet éviter les parcelles agricoles que des pratiques trop agressives rendent moins attractives, au profit des hôtes et proies alternatives potentiellement plus abondantes du fait de la diversité des habitats. Notre travail a montré que lorsque l'on s'intéresse à l'expression de régulations au milieu d'une parcelle agricole, le détail des pratiques ainsi que des caractéristiques locales sont en effet souvent plus informatives que des données paysagères. Nous avons par ailleurs étudié des parcelles de taille relativement conséquente (0.5 ha) par rapport à nombre d'études en parcelles expérimentales, nous affranchissant ainsi le plus possible des effets de bordure. L'expression d'un service de régulation a en effet de l'intérêt s'il peut s'exprimer sur l'ensemble de la parcelle. Or, la probabilité qu'un auxiliaire s'aventure au centre de la parcelle diminue d'autant que les pratiques appliquées sur celle-ci lui sont néfastes. Pour l'exemple de régulation le plus approfondi dans ce travail, la régulation des pucerons, nous avons notamment observé que l'effet de l'intensité des traitements phytosanitaires et de la durée depuis l'arrêt du travail du sol était supérieur à celui du paysage proche. Si les processus sous-jacents à ces observations sont encore incertains (mais touchent probablement à des modifications des caractéristiques physicochimiques des plantes et de leurs ravageurs), cela souligne l'importance de l'équilibre entre diversité des habitats à l'échelle du paysage et adéquation des pratiques au niveau de la parcelle avec l'accomplissement des fonctions biologiques de l'auxiliaire dont dépend l'expression d'un service.

Au delà, d'un point de vue méthodologique ce travail présente un certain nombre d'innovations. Nous avons en effet cherché à mesurer au maximum l'expression des services plutôt que les abon-

dances en agents, la relation entre les deux étant souvent peu étudiée (Geijzendorffer et Roche 2013). Des limites méthodologiques nous ont conduits à revenir à des comptages d'ennemis naturels pour certaines régulations (voir § VI.2.1). Néanmoins, certains protocoles innovants ou peu exploités jusqu'à maintenant ont été utilisés avec succès dans ce travail et mériteraient d'être développés dans de futures études. La mesure de la régulation du puceron des épis par une espèce de syrpe en se basant sur l'abondance d'individus s'étant effectivement développés sur la colonie et non sur l'abondance totale en syrpes aux abords de la parcelle en est un exemple. Mais les mesures de régulation ne sont pas les seules dignes d'intérêt. Par exemple, les mesures de stabilité des agrégats à la surface du sol par des mesures de turbidité *in situ* représentent un protocole intéressant car rapide, visuel et facilement interprétable tant pour les chercheurs que pour les agriculteurs ou les conseillers. Je peux également citer le protocole de suivi de l'hivernation des abeilles. Les caractéristiques recherchées pour l'hivernation et la nidification par les abeilles nichant dans le sol sont en effet encore très mal connues. L'utilisation de pièges à émergence pour étudier ces insectes n'a pas ou très peu été exploitée jusqu'à aujourd'hui et les résultats obtenus sont très encourageants pour reproduire un tel protocole dans d'autres environnements et enrichir nos connaissances sur ces insectes.

Par ailleurs, une étude d'une telle ampleur sur les effets de pratiques agricoles sur les services écosystémiques dont dépendent la nature et l'intensité d'une part des intrants d'origine anthropique nécessaires à l'acte de production, et d'autre part des services de production et environnementaux, est une première à notre connaissance. Pourtant, avec des protocoles relativement simples, ce type de projet est parfaitement réalisable et mériterait d'être reconduit sur d'autres terrains d'études pour compléter nos connaissances sur les différents domaines abordés.

1.2.2 ... pour les producteurs

La question de la productivité d'un système de culture est centrale pour le producteur car c'est sur elle que la longévité de son entreprise repose. La conservation tant du sol que de la biodiversité ne peut donc pas se faire totalement au dépend des rendements. En cela, notre étude supporte l'AdC comme une alternative envisageable. Bien sûr, cette affirmation est à nuancer. Notre étude ne s'est basée que sur l'étude de deux cultures, la plupart des mesures n'ont été faites que sur une année et nous n'avons pas pu adosser à ce travail une analyse économique plus globale, ce qui ne nous permet pas de prendre en compte ici l'évolution des charges. Des études complémentaires seraient donc nécessaires, notamment sur des cultures d'été, mais les résultats sont encourageants et mis en regard avec la littérature internationale tendent à souligner le potentiel de l'AdC dans la région.

De plus, il était communément admis que l'AdC nécessitait une phase de transition pour la stabilisation des rendements et la structuration du sol. Ici, nous n'avons pas spécifiquement regardé l'influence du temps sur ces deux services (ces questions feront l'objet d'un prochain article). Néanmoins, en moyenne, quelle que soit la durée depuis la conversion (de 3 à plus de 20 ans), les rendements étaient équivalents à l'agriculture conventionnelle et la stabilité des agrégats supérieure. En revanche, nous avons mis en avant à travers l'étude de la régulation d'un puceron que les régulations

peuvent elles aussi être influencées par la durée depuis la conversion. Cette observation souligne la nécessité d'une maturation du système pour en tirer les meilleurs bénéfices. Cette maturation des systèmes repose probablement essentiellement sur la mise en place de divers processus écologiques, physiques ou chimiques et d'équilibres biophysiques (ex. voir § 2.3). Néanmoins, il est également probable que cette durée depuis la conversion soit aussi un indicateur de l'amélioration de la maîtrise du système par l'exploitant. L'AdC est encore en plein développement et les connaissances techniques s'accumulent chaque année, conduisant certainement à une meilleure conduite des systèmes limitant d'autant les inconvénients liés à la phase de transition. Des études régionales comme celle-ci participent ainsi à l'acquisition de références pour aider les producteurs.

En outre, la mise en évidence de l'importance des pratiques vis-à-vis de l'efficacité des ennemis naturels en plus de la diversité des habitats naturels est un argument important à mettre en avant auprès des agriculteurs pour l'adoption de pratiques agroécologiques. En effet, nous avons à plusieurs reprises mis en avant la capacité d'action des agriculteurs sur la biodiversité, au-delà de l'adhésion à un type d'agriculture, et ceux indépendamment des caractéristiques du paysage. La biodiversité est souvent perçue par les producteurs comme une composante de la situation de production, sur laquelle ils n'ont pas vraiment d'emprise, plus impactée par les changements globaux que par leurs actions individuelles. Or, s'il est vrai que la biodiversité est en déclin au niveau global, elle peut encore leur profiter à l'échelle locale et leurs actions dans et aux abords des parcelles en sont un levier important. Comme un certain nombre d'études avant nous, l'importance de la diversification, spatiale et temporelle, végétale et animale, est nettement ressortie dans notre étude. Or le choix de diversifier ses productions est un levier mobilisable quel que soit le type d'agriculture pratiqué.

1.3 DES AGRICULTURES

Une des principales conclusions de ce travail est la difficulté de la comparaison de systèmes agricoles en regroupant sous une même appellation des systèmes aux pratiques contrastées.

J'ai beaucoup mis l'accent sur le fait que l'AdC est souvent à tort réduite à la seule pratique du non-labour et s'il est vrai que cette pratique est au cœur du système et la source de bienfaits pour l'écosystème sol, pour assurer la productivité du système elle ne peut être dissociée de l'emploi d'un couvert et de la diversification des cultures. En effet, les différents traitements des données de performances agro-environnementales que j'ai pu faire, tantôt par la comparaison de l'AdC à l'agriculture conventionnelle, tantôt par celle du non-labour (TCS ou SD) au labour, a effectivement conduit à des résultats contrastés. Notamment la variabilité des performances du SD par exemple ne se retrouve pas lorsque l'on considère uniquement les exploitations pratiquant l'AdC dans son intégralité. Cette observation remet alors en question les résultats des études ne mettant pas explicitement en avant l'adhésion ou non aux trois principes de l'AdC lorsque le non-labour est étudié.

Néanmoins l'AdC n'est pas la seule à souffrir de cette catégorisation. L'agriculture biologique est peut-être la mieux définie pour ça dans la mesure où elle répond à une norme qui englobe la totalité

de ses principes et est contrôlée par des organismes indépendants. Pourtant toutes les agricultures biologiques ne se ressemblent pas. Les normes connaissent par exemple de petites nuances par pays, notamment pour l'autorisation de certains produits biocides, et les productions en AB ne sont pas nécessairement extensives, certaines se calquant sur des modèles intensifs. De plus, AB et AdC ne sont pas mutuellement exclusifs et certains agriculteurs en AB appliquent les principes de l'AdC. Or cette agriculture, si elle présente des bénéfices certains pour l'environnement, connaît encore des limitations techniques importantes qui remettent en cause sa productivité. Inclure ces exploitations dans l'un ou l'autre des groupes AB ou AdC risque donc d'entraîner un biais quant aux performances du groupe en question.

L'agriculture conventionnelle quant à elle est plus encore sujette à cette inclusion de pratiques variées sous une même appellation. Ici a été considéré comme conventionnel tantôt ce qui n'était pas AdC tantôt tout système en labour. Cela se justifiait au vu de l'axe pris dans mon travail de recherche visant à évaluer les alternatives à ce type d'agriculture. Néanmoins, ces exploitations embrassent une diversité de pratiques en termes de couverture phytosanitaire, de gestion du sol et de la matière organique, ainsi que d'espèces cultivées/élevées.

Malheureusement prendre en compte la diversité des pratiques reste un challenge en termes d'analyse et d'interprétation et la catégorisation est souvent nécessaire. Afin de répondre au mieux à la question de l'impact des pratiques sur les différents services, nous avons tâché de prendre systématiquement en compte divers indicateurs permettant ainsi de distinguer les systèmes dans leur ensemble. Certaines pratiques sont par ailleurs très transverses. La diversification des cultures par exemple est un pilier de l'AdC mais également un élément important de l'agriculture biologique ainsi qu'une pratique facilement mise en œuvre par des conventionnels si tant est que la filière locale leur permette de valoriser les produits. Étudier l'effet de la durée de la rotation ou de la diversité des espèces cultivées sans prendre en compte l'appartenance à un type d'agriculture ou un autre s'accompagne ainsi du risque de camoufler les synergies entre différentes pratiques. D'un point de vue analytique, il est donc préférable de coupler l'étude de divers indicateurs reflétant les particularités individuelles de l'exploitation à une catégorisation interprétable comme celle présentée ici. L'utilisation d'analyses multivariées suivi d'un *clustering* est une technique classiquement utilisée pour définir une typologie d'exploitations sur la base des indicateurs qui nous intéressent. Néanmoins, la typologie issue de ce processus peut donner plus ou moins de poids à certains éléments et donner lieu à un groupement des exploitations qui finalement ne permet pas de répondre à la question initiale. Les méthodes de types MFA permettant de pondérer les variables limitent cet effet, mais comme nous l'avons vu dans le cadre de la régulation des pucerons, les variables génériques ou les catégorisations qui en découlent ne sont pas nécessairement utiles à l'interprétation des variations observées. Pour mon article de synthèse sur les bouquets de services en agriculture de conservation et biologique (Partie V), j'ai choisi d'employer ce type de typologie pour la situation de production et non pour les pratiques de gestion des cultures. La situation de production n'était pas le cœur de ma problématique, mais les éléments que j'étudiais en dépendaient nécessairement plus ou moins (en particulier les services reposant sur des organismes mobiles). L'utilisation d'une typologie sur

la situation de production m'a donc permis de contrôler ce paramètre tout en étudiant la question centrale de l'article, les effets des agricultures alternatives sur un panel de services.

Le choix d'inclure l'élevage dans la situation de production est un choix qui peut être discuté. Comme la rotation, la présence d'un élevage sur une exploitation est également quelque chose de très transverse entre les différents types d'agricultures et ce paramètre participe à la diversité des cas rencontrés. Néanmoins, le fait d'avoir ou non une production animale sur l'exploitation fait partie de la stratégie économique globale de l'exploitant sortant du cadre d'étude de ce travail. Il était donc justifié de ne pas négliger ce paramètre, qui s'est par ailleurs révélé indéniablement influent, mais de l'inclure à un niveau hors décisions stratégiques à l'échelle de la parcelle.

1.4 QUELLE AGRICULTURE POUR UN MAXIMUM DE SERVICES ?

Au final, chacun des modèles d'agriculture proposés présentait son lot d'avantages et d'inconvénients en termes de services écosystémiques et aucun n'est significativement sorti du lot comme permettant d'assurer un maximum de services écosystémiques, tant intrants que produits. L'AB et l'AdC présentent toutes deux des bienfaits pour les sols, la biodiversité générale et la biodiversité fonctionnelle par rapport à l'agriculture conventionnelle. Mais l'une comme l'autre présentent également quelques limites pour certaines régulations, en termes de productivité (pour l'AB essentiellement) ainsi que de potentiels problèmes de ravageurs.

Concernant les services environnementaux et services de régulation, combiner ces deux types d'agricultures alternatives serait le mieux. Cependant, la productivité des quelques exemples d'exploitations appliquant les TCS en agriculture biologique, montre que pour l'heure cette agriculture ne peut être proposée comme un modèle durable. Le recours aux herbicides est encore un levier important pour l'AdC et même si les quantités tendent à diminuer à mesure que les techniques se perfectionnent, elles restent comparables à celles de l'agriculture conventionnelle. De son côté, l'agriculture biologique repose essentiellement sur le travail du sol comme levier d'action contre les adventices mais également contre certains ravageurs comme les limaces. Il est de ce fait aujourd'hui encore impossible de mener ses cultures simultanément en AdC et en AB tout en maintenant les niveaux de rendements sur le long terme (Halde et al. 2015). Néanmoins, le développement des savoirs notamment pour la gestion des adventices pourrait à terme rendre viable ce type d'agriculture. La gestion des intercultures est pour cela un enjeu majeur. Quantité d'exemples de réussites de lutte contre les adventices par l'utilisation des couverts existent, notamment en Amérique du Sud (Altieri et al. 2011). On sait également aujourd'hui qu'une bonne utilisation des couverts, par l'inclusion d'espèces légumineuses, améliore la productivité des systèmes en AB (Bedoussac et al. 2015) grâce à une meilleure gestion de l'azote, permettant également d'améliorer le taux de protéines des céréales. Par ailleurs, les associations d'espèces sont également un levier à exploiter aussi bien contre les maladies que contre les ravageurs (Rämert et al. 2002). Il existe donc différentes opportunités aussi bien pour l'AB que pour l'AdC d'améliorer leurs performances et peut-être à terme converger vers une forme d'agriculture unique. L'enjeu est désormais d'adapter ces leviers aux objectifs et contraintes locales afin d'assurer une performance tant environnementale qu'économique et sociale de ces systèmes.

PERSPECTIVES, TRAVAUX EN COURS ET SUITES À DONNER

2

“ *L'esprit de l'homme accroît ses forces en proportion des difficultés que lui oppose la Nature.* ”

Jacques Bernardin Henri de Saint-Pierre, *Harmonies de la Nature*

2.1 LIMITES OPÉRATOIRES RENCONTRÉES

Comme je l'ai évoqué à quelques reprises, un certain nombre de protocoles ont été abandonnés au fur et à mesure de l'avancement de ce travail de thèse. Néanmoins, du fait que la première année ait été entièrement consacrée à la constitution du réseau et à l'élaboration des protocoles (par ailleurs, plusieurs avaient déjà été éprouvés par le passé), nous avons réfléchi les protocoles utilisés pour répondre à nos questions et avons très rapidement identifié les protocoles présentant un risque de difficulté opérationnelle et avons anticipé quelques mesures de remplacement afin de préserver la cohérence du bouquet de services étudiés.

La difficulté du travail *in situ* est de devoir se déplacer de parcelle en parcelle pour effectuer les mesures. Or des biais, notamment climatiques, peuvent entrer en compte si les mesures s'étalent trop dans le temps entre la première et la dernière parcelle visitée. Nous nous étions donc imposés de pouvoir faire le tour des 53 parcelles d'étude en moins d'une semaine pour chacune de nos mesures sur le terrain. Nous sommes parvenus à cet objectif en employant systématiquement des protocoles simples et rapides. Néanmoins, la plupart de ces protocoles furent soit novateurs soit des adaptations de protocoles existants et nous devions donc les tester avant de les mettre en place.

Trois protocoles ont été ainsi testés mais n'ont pas été exploités dans cette thèse : la mesure du potentiel de parasitisme des ravageurs par des nématodes, la prédation par les prédateurs généralistes du sol et le potentiel de pollinisation.

J'ai déjà présenté les raisons de l'arrêt du protocole de prédation dans la section 2.3.3 de la partie II.

Nous avons ainsi remplacé cette mesure directe d'un niveau de service par la mesure indirecte d'un potentiel de prédation par l'abondance en prédateurs. Cependant, même si ce changement de protocole nous a fait reculer un peu par rapport à l'un de nos objectifs qui était de mesurer au plus proche l'expression des services, les observations que nous avons tirées de cet échec nous ont poussés vers d'autres voies de recherches concernant la place des limaces dans les réseaux trophiques de l'agroécosystème mais également sur la place des vers de terre, qui se sont avérés eux aussi friands d'œufs d'arthropodes.

De même, il était initialement envisagé de mesurer un taux de pollinisation aux abords des parcelles au moyen de plantes sentinelles. L'objectif n'était pas de mesurer la qualité de la pollinisation de la culture (notre principale culture d'étude, le blé tendre, n'étant pas entomophile) mais justement d'évaluer la capacité de pollinisation potentielle présente au niveau de cette parcelle, attractivité de la culture exclue. Nous avons testé ce protocole pendant les deux ans de l'étude. Une première année au moyen de fraisiers comme plantes sentinelles, la seconde année avec du colza. Il fut néanmoins impossible de maintenir les plants en état sur l'ensemble de réseau et finalement les mesures n'ont pas pu être réalisées du fait du dessèchement, de l'attaque par des ravageurs, voire de l'arrachement des plants par des animaux dans certains cas. Les données furent ainsi complètement inexploitable. Néanmoins, un protocole complémentaire, sur la biodiversité générale, nous a permis d'en extraire l'abondance en pollinisateurs et nous avons une fois encore utilisé l'abondance en agents comme un proxy du niveau de service potentiel.

Enfin, le parasitisme par les nématodes est un protocole qui m'a demandé beaucoup de temps de documentation et d'expérimentations car ces organismes sont encore assez peu exploités comme agents de biocontrôle. Ces nématodes auxiliaires sont en fait des espèces bactériophages dont le cycle de vie se passe au moins en partie dans le corps d'un hôte animal. Selon les symbioses bactériennes des nématodes en question, ils présentent une certaine pathogénicité à l'encontre de leur hôte modifiant son comportement alimentaire ou sa durée de vie. Je me suis particulièrement intéressée dans le cadre de mon travail de thèse aux nématodes parasites de gastéropodes (NPG). A l'heure actuelle, l'influence du parasitisme par des nématodes sur la fitness des limaces est très peu connue. La seule espèce de NPG largement étudiée est *Phasmarhabditis hermaphrodita* qui a été reconnue comme létale pour diverses familles de limaces (Grewal et al. 2003, Rae et al. 2008, Ross et al. 2010) et est actuellement commercialisée dans différents pays d'Europe comme agent de lutte biologique contre ces ravageurs (Rae et al. 2007).

Les nématodes sont des organismes faciles à récupérer et à identifier à un niveau taxonomique révélateur de groupes fonctionnels. Cependant, la méthode utilisée joue un rôle important sur la pertinence des interprétations. De plus dans les agroécosystèmes, la succession culturale implique de fortes variations saisonnières dans la population de nématodes (Yeates et al. 1999), il est donc primordial de standardiser la méthode en ciblant les stades phénologiques de la culture et en répétant le suivi de la population à différentes périodes de l'année. Il existe deux méthodes de mesure : par échantillonnage non sélectif des nématodes libres pour la bioindication ou par l'échantillonnage sélectif de nématodes parasites d'animaux pour le suivi d'agents de biocontrôle. Néanmoins les

méthodes actuelles ont été développées pour l'étude des nématodes entomopathogènes et non pas l'étude des NPG. Aucun protocole n'existe aujourd'hui pour étudier *in situ* la population de NPG dans un sol ou le taux de parasitisme des limaces, si ce n'est par dissection systématique.

J'ai donc développé et appliqué un nouveau protocole inspiré des travaux de Nermut' (2012) pour l'étude des NPG du sol. Ce protocole s'est avéré être efficace mais demande un assez long traitement en laboratoire les jours suivant le prélèvement. Les données n'ont cependant pas été exploitées dans cette thèse car l'étude des limaces fait partie de mes perspectives de recherche à venir et j'envisage de compléter les données concernant le parasitisme avant de les exploiter.

2.2 DE L'ÉTUDE DES LIMACES

La question des limaces a été assez centrale dans mon travail de thèse et finalement assez peu présentée dans le présent mémoire. La principale raison à cela est le manque de temps pour traiter en profondeur ce sujet tout en abordant l'ensemble du panel de services que je souhaitais aborder. Mon travail étant avant tout d'aborder la multiplicité des services dans les agroécosystèmes j'ai donc laissé de côté l'essentiel de mes données concernant les limaces pour mon mémoire de thèse.

Cependant, une des suites qui sera donnée à ma thèse est la rédaction d'un article spécifiquement consacré aux limaces en agriculture de conservation qui s'appuiera sur les données rapidement présentées ici mais également sur les résultats de l'analyse des réseaux trophiques par dosage d'isotopes de l'azote et du carbone chez les limaces, leurs prédateurs et les plantes. J'ai par ailleurs l'intention de compléter cette étude par l'analyse ADN des contenus stomacaux des limaces et prédateurs prélevés l'an dernier et éventuellement au moyen de nouveaux prélèvements. Je souhaite également inclure dans cette étude les résultats concernant le parasitisme par les nématodes et le potentiel de prédation, en incluant cette fois des données taxonomiques plus complètes.

Cet article traitera donc des principaux résultats que j'ai évoqués ici, à savoir l'abondance des limaces parfois plus importante en AdC, notamment en semis direct mais associé à une diversité d'espèces plus élevée. L'implication de la diversification de la communauté de limaces sur les dommages aux cultures n'a jamais été étudiée. Je m'intéresserai également aux rapports entre la pression en limaces, les communautés de prédateurs et le taux de parasitisme en nématodes entre les différents modes de cultures. Enfin, les limaces sont des animaux telluriques dont le corps est entièrement couvert de mucus, elle sont donc potentiellement sensibles à d'infimes variations de champs électriques dans le sol. Or le potentiel redox du sol et sa conductivité sont altérés par les pratiques agricoles (Husson et al. 2016b). J'aimerais ainsi également compléter mon étude en m'interrogeant sur l'effet de telles modifications électrochimiques sur l'abondance des limaces ou sur l'attractivité des plantes qui ont poussé sur un sol plus ou moins oxydé.

2.3 LE POTENTIEL EXPLICATIF DES VARIATIONS DE REDOX EN AGRICULTURE

J'ai à plusieurs reprises évoqué le potentiel redox comme élément possiblement explicatif de certaines observations notamment pour expliquer les variations de résultats de régulation des pucerons, de maladies ou encore de rendements selon que la parcelle présente un sol plutôt limoneux ou plutôt argileux. Les paramètres bio-physico-chimiques (pH, potentiel redox et conductivité électrique notamment) se révèlent fondamentaux dans le fonctionnement des systèmes sol-plantes-microorganismes, et pourraient impacter à la fois les populations de microorganismes, les processus pédologiques, la nutrition, la santé des plantes et les capacités de développement des bioagresseurs (Husson 2013, Pidello 2014).

Comprendre les processus biologiques mais également physico-chimiques en place dans les agroécosystèmes est un pré-requis indispensable à l'intensification écologique. Pourtant, sciences biologiques et sciences physiques sont des disciplines souvent très déconnectées. L'agronomie, puisqu'elle inclue les sciences du sol, la botanique, la zoologie et l'écologie entre autres, est une discipline très transverse par nature et des domaines de la physique y sont communément abordés, notamment pour l'étude des grands cycles des éléments. Le pH par exemple est un paramètre classiquement utilisé en agronomie. Pourtant, si le pH, c'est à dire l'activité chimique des protons (ions hydrogène H^+) est un paramètre dont l'importance est largement reconnue, le Eh (potentiel redox), c'est à dire l'activité des électrons (e^-), est quant à lui assez peu étudié.

Pourtant, aussi bien pH que Eh sont des paramètres fondamentaux en physiologie cellulaire et en sciences du sol. Des processus aussi importants que la photosynthèse reposent sur les flux d'électrons et de protons à travers les membranes des cellules et ce sont les conditions à la fois de pH et d'Eh dans un sol qui déterminent la solubilité des éléments (Pourbaix 1945) et donc leur disponibilité pour la plante. La fertilité d'un sol est donc dépendante de ces deux paramètres et non pas seulement du pH (Kaurichev et Orlov 1982, Pezeshki 2001). En agronomie, le redox a essentiellement été étudié dans le cas de sols très réduits comme les rizières ou les sols engorgés mais très rarement de sols oxydés. Pourtant tout laisse à penser que le développement des plantes est particulièrement régulé par l'état d'oxydation du sol sur lequel elle pousse, le Eh et le pH étant deux éléments centraux pour son métabolisme (Dietz 2003). Les plantes sont en effet capables de réguler tant le pH que le Eh au niveau de leur rhizosphère via l'exsudation racinaire (Cornelissen et al. 2011).

Le fait que le Eh ne soit pas largement employé en agronomie repose essentiellement sur des limitations techniques de mesures du Eh dans le sol. Néanmoins, des travaux récents tendent à perfectionner et standardiser les techniques de mesures afin de les rendre applicables en agronomie (Husson et al. 2016b). Dans leurs travaux, Husson et al. (2016b) ont par ailleurs montré que l'agriculture de conservation altérerait de façon bénéfique pour les plantes cultivées les caractéristiques électroniques et protoniques du sol comparé à l'agriculture conventionnelle.

L'ensemble de ces observations nous ont conduit à nous aussi nous intéresser au potentiel redox des sols. En collaboration avec Olivier Husson, des mesures ont été réalisées sur une vingtaine d'exploitations du réseau. Les résultats de ces mesures n'ont pas été présentés ici car je me suis heurtée à la difficulté de la mise en place de telles mesures. Néanmoins, l'étude du redox en agriculture de conservation et son implication sur différents services constituent une perspective importante à ce travail. Notamment, un nouveau travail de thèse en collaboration avec Olivier Husson, faisant suite à celui-ci, a débuté en mai 2016 et se concentre en partie sur ces questions.

2.4 L'AGRICULTURE DE CONSERVATION : UN CHAMPS DE RECHERCHE

Pour conclure sur les perspectives données à ce travail de thèse, je parlerai un peu plus largement de mes perspectives de recherche personnelles, à plus long termes.

Ce travail de thèse m'a particulièrement orientée vers l'étude de l'agriculture de conservation et son applicabilité en agriculture biologique. Cette forme d'agriculture présentant un potentiel agroécologique important reste en effet un véritable challenge.

Les limites que nous avons observées lors de cette étude ne sont *a priori* pas systématiquement imputables au système en tant que tel mais plutôt à son immaturité, tant au niveau individuel (changement de paradigme pour l'agriculteur qui se convertit à ces pratiques) qu'au niveau global puisque les connaissances en matière d'agriculture de conservation n'en sont qu'à leurs prémices. Un certain nombre de verrous techniques doivent encore être levés, notamment concernant la mise en terre, le développement de semences adaptées à cette agriculture, l'approfondissement de nos connaissances sur les couverts et les interactions entre espèces, sont autant de pistes d'amélioration qui tendront dans un futur assez proche à améliorer ces techniques et peut-être un jour à permettre une productivité équivalente de l'AdC en AB à celle des systèmes conventionnels.

Pour l'heure, les données que j'ai recueillies durant ma thèse, vont me servir au travers d'un contrat post-doctoral à étayer la possibilité d'offrir une contrepartie financière aux agriculteurs engagés dans des actions de conservation des sols et de la biodiversité. Ce travail s'effectue en collaboration avec des juristes en droit privé et public, plus ou moins spécialisés en droit de l'environnement.

A plus large échéance, j'envisage de poursuivre mon étude de l'agriculture de conservation sur un nouveau terrain d'étude, dans le Wisconsin aux États Unis, où des exploitants en agriculture biologique ont entrepris d'intégrer les principes de l'AdC dans leurs systèmes. Cette autre approche de l'AdC sera de ce fait d'autant plus enrichissante qu'elle me permettra d'aborder ces questions au travers d'une autre culture, d'autres contraintes et d'autres moyens.

CONCLUSIONS

3

Ce travail complète les résultats récents sur l'AdC en contribuant à l'acquisition de connaissances au travers d'un cas d'étude complet.

Particulièrement, il est assez rare de trouver dans une même étude, l'évaluation de services divers et la question de compromis entre services reste souvent en suspens. Ici, la majorité de nos résultats sont en accord avec les résultats d'études précédentes sur les différents services étudiés séparément. Néanmoins, ce dispositif comprenait particulièrement la caractéristique d'étudier simultanément des services de régulation et des services de production, en particulier ceux dont dépend le revenu agricole. Ce travail illustre ainsi la possibilité de s'affranchir de l'antagonisme entre productivité et préservation de la biodiversité par le biais d'agricultures reposant sur des intrants écologiques (les services de régulation) plutôt que sur des intrants industriels. De telles agricultures présentent encore des limites, mais les résultats de cette étude ont notamment mis en avant le potentiel de l'AdC, qui devrait au fil des années et du perfectionnement des technologies et des connaissances, parvenir à réduire certaines de ses limites.

Ces résultats soulignent par ailleurs la pertinence d'une telle étude, fondamentalement axée sur l'approche interdisciplinaire, pour faire émerger des propriétés indécélables par des approches plus analytiques et sectorielles fondées sur des paradigmes disciplinaires ou même multidisciplinaires.

BIBLIOGRAPHIE

- Agreste. Dans le sillon du non-labour. *Agreste primeur*, 207, 2008.
- Aizen, Marcelo A, Garibaldi, Lucas A, Cunningham, Saul A, et Klein, Alexandra M. Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current Biology*, 18(20), p. 1572–1575, 2008.
- Al Hassan, D, Georgelin, E, Delattre, T, Burel, F, Plantegenest, M, Kindlmann, P, et Butet, A. Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators ? *Agricultural and Forest Entomology*, 15(1), p. 24–33, 2013.
- Alignier, A, Raymond, L, Deconchat, M, Menozzi, P, Monteil, C, Sarthou, J.P., Vialatte, A, et Ouin, A. The effect of semi-natural habitats on aphids and their natural enemies across spatial and temporal scales. *Biological Control*, 77, p. 76–82, 2014.
- Altieri, M, Lana, M A, Bittencourt, H V, Kieling, A S, Comin, J J, et Lovato, P E. Enhancing Crop Productivity via Weed Suppression in Organic No-Till Cropping Systems in Santa Catarina, Brazil. *Journal of Sustainable Agriculture*, 35, p. 855–869, 2011.
- Altieri, M A et Nicholls, C I. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Food Products Press, New-York, 2004.
- Altieri, M A et Nicholls, C I. *Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture*. UNEP, Environmental Training Network for Latin America and the Caribbean. Boulevard de los Virreyes 155, Colonia Lomas de Virreyes 11000, Mexico, Mexico, 2005. ISBN ISBN 9687913355.
- Altieri, Miguel A. Agroecology : the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93(1), p. 1–24, 2002.
- Anderson, M J, Crist, T O, Chase, J M, Vellend, M, Inouye, B D, Freestone, A L, Sanders, N J, Cornell, H V, Comita, L S, Davies, K F, Harrison, S P, Kraft, N J B, Stegen, J C, et Swenson, N G. Navigating the multiple meanings of β diversity : a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, p. 19–28, 2011.
- Anderson, Marti J, Ellingsen, Kari E, et McArdle, Brian H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9(6), p. 683–693, 2006.
- Ankersmit, G W, Dijkman, H, Keuning, N J, Mertens, H, Sins, A, et Tacoma, H M. *Episyrphus balteatus* as a predator of the aphid *Sitobion avenae* on winter wheat. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 42(3), p. 271–277, 1986.

- Arrignon, F, Deconchat, M, Sarthou, J.-P., Balent, G, et Monteil, C. Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. *Ecological Modelling*, 205, p. 423–436, 2007.
- Aubertot, J.-N. et Robin, M H. Injury Profile SIMulator, a qualitative aggregative modelling framework to predict crop injury profile as a function of cropping practices, soil, climate and field environment. I. Conceptual bases. *PLoS ONE*, 2013.
- Awadallah, K. T., Khalil, F. M., et Mahmoud, T. T. Potential voracity of the aphidophagous syrphid larvae, *Metasyrphus corollae* Fabr., *Sphaerophoria scripta* L. and *Lasiophthicus pyrastris* L. (Syrphidae-Diptera). *Mesopotamia Journal of Agriculture*, 15, p. 273–285, 1980.
- Badgley, C, Moghtader, J, Quintero, E, Zakem, E, Chappell, M J, Avilés-Vazquez, K, Samulon, A, et Perfecto, I. Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(2), p. 86–108, 2007.
- Bailey, D, Herzog, F, Augenstein, I, Aviron, S, Billeter, R, Szerencsits, E, et Baudry, J. Thematic resolution matters : Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators*, 7, p. 692–709, 2007.
- Barker, G. M. *Natural Enemies of Terrestrial Molluscs*. CABI Publishing, Hamilton, New Zealand, 2004.
- Barton, Kamil. MuMIn : Multi-Model Inference. R package version 1.15.6, 2016. URL <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>.
- Basch, G, Friedrich, T, Kassam, A, et Gonzalez-Sanchez, E. Conservation Agriculture in Europe. Dans *Conservation Agriculture*, M. Farooq, K H M Siddique (éditeur), Chapitre 15, pages 357–388. Springer International Publishing, Switzerland, 2015.
- Batary, P, Baldi, A, Samuc, F, Szüts, T, et Erdos, S. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures ? *Biological Conservation*, 141, p. 2062–2070, 2008.
- Bates, Douglas, Maechler, Martin, Bolker, Ben, et Walker, Steve. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, p. 1–48, 2015.
- Bedoussac, L, Journet, E P, Hauggaard-Nielsen, H, Naudin, C, Corre-Hellou, G, Steen Jensen, E, Prieur, L, et Justes, E. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, p. 911–935, 2015.
- Bell, C H. A review of diapause in stored product insects. *Journal of Stored Products Research*, 30 (2), p. 99–120, 1994.
- Benayas, J M R et Bullock, J M. Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems*, 15, p. 883–899, 2012.

- Bengtsson, J, Ahnstrom, J, et Weibull, A C. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance : a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), p. 261–269, 2005.
- Bennett, Elena M., Cramer, Wolfgang, Begossi, Alpina, Cundill, Georgina, Díaz, Sandra, Egoh, Benis N., Geijzendorffer, Ilse R., Krug, Cornelia B., Lavorel, Sandra, Lazos, Elena, Lebel, Louis, Martín-López, Berta, Meyfroidt, Patrick, Mooney, Harold A., Nel, Jeanne L., Pascual, Unai, Payet, Karine, Harguindeguy, Natalia Pérez, Peterson, Garry D., Prieur-Richard, Anne Hélène, Reyers, Belinda, Roebeling, Peter, Seppelt, Ralf, Solan, Martin, Tschakert, Petra, Tscharnkte, Teja, Turner, B. L., Verburg, Peter H., Viglizzo, Ernesto F., White, Piran C L, et Woodward, Guy. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being : three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, p. 76–85, 2015. ISSN 18773435.
- Bensin, B.M. *Agroecological characteristics description and classification of the local corn varieties chorotypes*. éditeur inconnu, 1928.
- Benton, T G, Vickery, J A, et Wilson, J D. Farmland biodiversity : is habitat heterogeneity the key ? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), p. 182–188, 2003.
- Bestelmeyer, Brandon T, Miller, James R, et Wiens, John A. Applying Species Diversity Theory to Land Management. *Ecological Applications*, 13(6), p. 1750–1761, 2003.
- Bianchi, FJJA, Booij, C J H, et Tscharnkte, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes : a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 273(1595), p. 1715–1727, 2006.
- Biesmeijer, J C, Roberts, Stuart P M, Reemer, M, Ohlemüller, R, Edwards, M, Peeters, T, Schaffers, A P, Potts, Simon G, Kleukers, R, Thomas, C D, Settele, Josef, et Kunin, W E. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), p. 351–354, Juillet 2006.
- Blanchet, F Guillaume, Legendre, Pierre, et Borcard, Daniel. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89(9), p. 2623–2632, Septembre 2008.
- Blitzer, E J, Dormann, C F, Holzschuh, A, Klein, A M, Rand, T A, et Tscharnkte, T. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), p. 34–43, 2012.
- Bloomfield, Bob. Environmental sciences : The long goodbye. *Nature*, 506, p. 156–157, 2014.
- Bolliger, Adrian, Magid, Jakob, Amado, Jorge Carneiro Telmo, Skóra Neto, Francisco, Ribeiro, Maria de Fatima dos Santos, Calegari, Ademir, Ralisch, Ricardo, et de Neergaard, Andreas. Taking Stock of the Brazilian "Zero-Till Revolution" : A Review of Landmark Research and Farmers' Practice. *Advances in Agronomy*, 91, p. 47–110, 2006. ISSN 00652113.
- Bommarco, R, Kleijn, D, et Potts, S G. Ecological intensification : harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(4), p. 230–238, 2013.

- Bonny, Sylvie. Genetically Modified Herbicide-Tolerant Crops, Weeds, and Herbicides : Overview and Impact. *Environmental Management*, 57(1), p. 31–48, 2016.
- Borcard, Daniel, Gillet, François, et Legendre, Pierre. *Numerical Ecology with R*. Use R. Springer New York, New York, NY, 2011.
- Bossard, M, Feranec, J, et Otahel, J. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Technical report, 4, European Environment Agency, Copenhagen, 2000. URL <http://www.eea.europa.eu/>.
- Breiman, L. Random forests. *Machine learning*, 45(1), p. 5–32, 2001.
- Bronick, C J et Lal, R. Soil structure and management : a review. *Geoderma*, 124, p. 3–22, 2005.
- Brown, Lester R, Flavin, Christopher, et French, Hilary. *State of the World 2000*. Wordwatch institute, New York, NY, 2000. ISBN 0393048489.
- Bugg, R L et Ellis, R T. Insects associated with cover crops in Massachusetts. *Biological Agriculture & Horticulture*, 7, p. 47–68, 1990.
- Bunce, R G H, Metzger, M J, Jongman, R H G, Brandt, J, De Blust, G, Elena-Rossello, R, Groom, G B, Halada, L, Hofer, G, Howard, D C, Kovar, P, Mucher, C A, Padoa-Schioppa, E, Paelinx, D, Palo, A, Perez-Soba, M, Ramos, I L, Roche, P, Skanes, H, et Wrбка, T. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology*, 23(1), p. 11–25, 2008.
- Burel, F. Biodiversity of European landscapes : threats and management. *Journal for Nature Conservation*, 11, p. 133–134, 2003.
- Burel, F et Baudry, J. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology*, 4(4), p. 197–210, 1990.
- Burnham, Kenneth P et Anderson, David R. Multimodel Inference : Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods {&} Research*, 33(2), p. 261–304, 2004.
- Burnham, K.P. et Anderson, D.R. *Model Selection and Multimodel Inference : A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed)*, volume 172. Springer, 2002.
- Caballero-Lopez, B, Bommarco, R, Blanco-Moreno, J M, Sans, F X, Pujade-Villar, J, Rundlöf, M, et Smith, H G. Aphids and their natural enemies are differently affected by habitat features at local and landscape scales. *Biological Control*, 63, p. 222–229, 2012.
- Campbell, Alistair, Sutton, Peter, Wilby, Andy, et Wackers, Felix. Improving pest control and pollination services in cider apple orchards by means of multi-functional flowering strips. Dans *Environmental Management on Farmland*, Boatman, Nigel, Green, Mike, Marshall, Jon, Musters, Kees, Peach, Will, Peel, Steve, Siriwardena, Gavin, et Smith, Barbara (éditeurs), volume 118 de *Aspects of Applied Biology*, pages 283–290. Association of Applied Biologists, Warwick, 2013.

- Cane, James H. Soils of Ground-Nesting Bees (Hymenoptera : Apoidea) : Texture, Moisture, Cell Depth and Climate. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 64(4), p. 406–413, 1991. ISSN 00228567.
- Cariveau, Daniel P, Williams, Neal M, Benjamin, Faye E, et Winfree, Rachael. Response diversity to land use occurs but does not consistently stabilise ecosystem services provided by native pollinators. *Ecology letters*, 16(7), p. 903–911, Juillet 2013. ISSN 1461-0248.
- Carreck, N L et Williams, Ingrid H. Food for insect pollinators on farmland : insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation*, 6(1), p. 13–23, 2002.
- Chabert, Ariane, Amossé, Alexandre, et Sarthou, Jean-Pierre. Visual landscape assessment : description and efficiency of a rapid method saving tedious digital mapping.
- Chabert, Ariane et Sarthou, Jean-Pierre. When Detailed Crop Management Practices Compete with Local and Regional Landscape Heterogeneity : Un-Nested Hierarchy in Aphid Abundance and their Biological Control. in prep.
- Chaplin-Kramer, Rebecca, O'Rourke, Megan E, Blitzer, Eleanor J, et Kremen, Claire. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology letters*, 14(9), p. 922–932, 2011.
- Chichester, F W et Richardson, C W. Sediment and Nutrient Loss from Clay Soils as Affected by Tillage. *Journal of Environmental Quality*, 21, p. 587–590, 1992.
- Chiverton, P A. Predator density manipulation and its effects on populations of *Rhopalosiphum padi* (Hom. : Aphididae) in spring barley. *Annals of Applied Biology*, 109(1), p. 49–60, 1986.
- Christensen, Rune Haubo Bojesen. Analysis of ordinal data with cumulative link models-estimation with the ordinal package, 2015a. ISSN 1962-5197.
- Christensen, Rune Haubo Bojesen. ordinal - Regression Models for Ordinal Data, 2015b. URL <http://www.cran.r-project.org/package=ordinal/>.
- Christensen, Rune Haubo Bojesen et Brockhoff, Per Bruun. Analysis of sensory ratings data with cumulative link models. *Journal de la Société Française de Statistique & Revue de Statistique Appliquée*, 154(3), p. 58–79, 2013.
- Clarke, D, Whitney, H, Sutton, G, et Robert, D. Detection and Learning of Floral Electric Fields by Bumblebees. *Science*, 10.1126/sc, 2013.
- Coderre, D et Vincent, C. La lutte biologique : toile de fond de la situation. Dans *La lutte biologique*, Vincent, C et Coderre, D (éditeurs), pages 3–18. Gaëtan Mor, Boucherville, Quebec, 1992.
- Cole, G. A. *Textbook of limnology (4th Edition)*. Waveland Pr Inc., 1994.

- Collins, K L, Boatman, N D, Wilcox, A, Holland, J M, et Chaney, K. Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, p. 337–350, 2002.
- Commission Européenne. RÈGLEMENT D'EXÉCUTION (UE) N° 485/2013 DE LA COMMISSION du 24 mai 2013. *Journal officiel de l'Union Européenne*, 2013.
- Cooper, Jerry et Dobson, Hans. The benefits of pesticides to mankind and the environment. *Crop Protection*, 26(9), p. 1337–1348, 2007.
- Copernicus Programme. CORINE Land Cover, 2016. URL <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>.
- Cornelissen, Johannes H C, Sibma, Florus, Van Logtestijn, Richard S P, Broekman, Rob A., et Thompson, Ken. Leaf pH as a plant trait : Species-driven rather than soil-driven variation. *Functional Ecology*, 25(3), p. 449–455, 2011.
- Costanza, R, D'Arge, R, de Groot, R, Farber, S, Grasso, M, Hannon, B, Limburg, K, Naeem, S, O'Neill, R V, Paruelo, J, Raskin, R G, Sutton, P, et van den Belt, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, p. 253–260, 1997.
- Coupland, J. B. et Barker, G. M. Diptera as Predators and Parasitoids of Terrestrial Gastropods, with Emphasis on Phoridae, Calliphoridae, Sarcophagidae, Muscidae and Fanniidae. Dans *Natural enemies of terrestrial molluscs*, Barker, G. M. (éditeur), pages 85–158. CABI Publishing, 2004.
- Craheix, D., Angevin, F., Doré, T., et de Tourdonnet, S. Using a multicriteria assessment model to evaluate the sustainability of conservation agriculture at the cropping system level in France. *European Journal of Agronomy*, 76, p. 75–86, 2016. ISSN 11610301.
- Crouzat, E, Mouchet, M, Turkelboom, F, Byczek, C, Meersmans, J, Berger, F, Verkerk, P J, et Lavorel, S. Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale : insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology*, 2015.
- Crowder, D W, Northfield, T D, Strand, M R, et Snyder, W E. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature*, 466, p. 109–112, 2010.
- Crowder, David W et Jabbour, Randa. Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems : Current status and future challenges. *Biological Control*, 75, p. 8–17, Août 2014.
- Cuhra, M, Bøhn, T, et Cuhra, P. Glyphosate : Too Much of a Good Thing? *Frontiers in Environmental Science*, 4(28), 2016.
- Daily, Gretchen C. *Nature's services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 1997. ISBN 9781559634762.
- Dalgaard, T, Hutchings, N J, et Porter, J R. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100, p. 39–51, 2003.

- Danks, H. V. The wider integration of studies on insect cold-hardiness. *European Journal of Entomology*, 93(3), p. 383–403, 1996.
- de Groot, R S, Alkemade, R, Braat, L, Hein, L, et Willemen, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), p. 260–272, 2010.
- de Moraes Sa, J C et Lal, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil & Tillage Research*, 103, p. 46–56, 2009.
- Dedryver, C A, Le Ralec, A, et Fabre, F. The conflicting relationships between aphids and men : a review of aphid damage and control strategies. *Comptes Rendus Biologies*, 333, p. 539–553, 2010.
- Deguines, Nicolas, Jono, Clémentine, Baude, Mathilde, Henry, Mickaël, Julliard, Romain, et Fontaine, Colin. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(4), p. 212–217, Mai 2014. ISSN 1540-9295.
- Delobel, A et Delobel, B. Les plantes hôtes des bruches (Coleoptera Bruchidae) de la faune de France, une analyse critique. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 72(6), p. 199–221, 2003.
- Delobel, Bernard. Les plantes hôtes des bruches (Coleoptera Bruchidae) : données nouvelles et corrections. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 74(7-8), p. 277–291, 2005.
- Dendooven, L, Gutierrez-Oliva, V F, Patino-Zuniga, L, Ramirez-Villanueva, D A, Verhulst, N, Luna-Guido, M, Marsch, R, Montes-Molina, J, Gutierrez-Miceli, F A, Vasquez-Murrieta, S, et Govaerts, B. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Science of the Total Environment*, 431, p. 237–244, 2012.
- Derpsch, Rolf et Friedrich, Theodor. Development and Current Status of No-till Adoption in the World. Dans *18th Triennial Conference of the International Soil Tillage Research Organization (ISTRO)*, Izmir, Turkey, 2009.
- Desneux, Nicolas, Decourtye, Axel, et Delpuech, Jean-Marie M. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52(1), p. 81–106, jan 2007.
- D’Haene, Karoline, Vermang, Jan, Cornelis, Wim M., Leroy, Ben L M, Schiettecatte, Wouter, De Neve, Stefaan, Gabriels, Donald, et Hofman, Georges. Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *Soil and Tillage Research*, 99(2), p. 279–290, 2008. ISSN 01671987.
- Díaz, Sandra, Fargione, Joseph, Chapin, F Stuart, et Tilman, David. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4(8), p. 277, 2006.
- Dietz, Karl-Josef. Redox Control, Redox Signaling, and Redox Homeostasis in Plant Cells. *International Review of Cytology*, 228, p. 141–193, 2003.

- Dimassi, B, Mary, B, Wylleman, R, Labreuche, J, Couture, D, Piraux, F, et Cohan, J P. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188, p. 134–146, 2014.
- Doré, Thierry, Makowski, David, Malézieux, Eric, MunierJolain, Nathalie, Tchamitchian, Marc, et Titonell, Pablo. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy : Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34, p. 197–210, 2011.
- Dray, Stéphane, Legendre, Pierre, et Blanchet, F Guillaume. R package packfor : Forward Selection with permutation, 2013. URL <http://r-forge.r-project.org/projects/sedar/>.
- Drinkwater, L E et Snapp, S S. Nutrients in agroecosystems : rethinking the management paradigm. *Advances in Agronomy*, 92, p. 163–186, 2007.
- Ecophyto. Tendances du recours aux produits phytopharmaceutiques de 2009 à 2014. Note de suivi 2015, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, 2016.
- EFESE. L'Évaluation Française des Ecosystèmes et des Eervices Ecosystémiques. Objectifs, Cadre conceptuel et Glossaire analytique (No. Vol. 1). Rapport technique, Ministère de l'environnement, de l'Énergie et de la mer, 2014.
- Ehler, L E. Integrated pest management (IPM) : definition, historical development and implementation, and the other IPM. *Pest Management Science*, 62, p. 787–789, 2006.
- Elliott, N C, Kieckhefer, R W, Lee, J H, et French, B W. Influence of within-field and landscape factors on aphid predator populations in wheat. *Landscape Ecology*, 14(3), p. 239–252, 1998.
- Escofier, B et Pagès, J. Multiple factor analysis (AFMULT package). *Computational Statistics and Data Analysis*, 18(1), p. 121–140, 1994.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Investing in Sustainable Agricultural Intensification. The Role of Conservation Agriculture. A framework for action. Rapport technique, FAO, Rome, 2008.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Save and Grow. A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production*. FAO, Rome, 2011. ISBN 9789251068717.
- Farooq, M., Flower, K. C., Jabran, K., Wahid, A., et Siddique, Kadambot H M. Crop yield and weed management in rainfed conservation agriculture. *Soil and Tillage Research*, 117, p. 172–183, 2011. ISSN 01671987.
- Farooq, Muhammad et Siddique, Kadambot H. M. Conservation Agriculture : Concepts, Brief History, and Impacts on Agricultural Systems. Dans *Conservation Agriculture*, Farooq, M. et Siddique, K. H. M. (éditeurs), pages 3–17. Springer International Publishing, 2015.
- Faulkner, E H. *Plowman's folly*. University of Oklahoma Press, London, michael jo édition, 1943.

- Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M. J., Enrique, A., et Karlen, D. L. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil and Tillage Research*, 106(1), p. 29–35, 2009.
- Fiedler, A K, Landis, D A, et Wratten, S D. Maximizing ecosystem services from conservation biological control : the role of habitat management. *Biological Control*, 45, p. 254–271, 2008.
- Fisher, B, Turner, R K, et Morling, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, p. 643–653, 2009.
- Foley, J A, DeFries, R, Asner, G P, Barford, C, Bonan, G, Carpenter, S R, Chapin, S, Coe, M T, Daily, G C, Gibbs, H K, Helkowski, J H, Holloway, T, Howard, E A, Kucharik, C J, Monfreda, C, Patz, J A, Prentice, C, Ramankutty, N, et Snyder, P K. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309 (5734), p. 570–574, 2005.
- Fontaine, C, Dajoz, I, Meriguet, J, et Loreau, M. Functional Diversity of Plant-Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities. *PLoS Biol*, 4(1), p. 1–7, 2006.
- Fox, John et Weisberg, Sanford. An {R} Companion to Applied Regression, 2011.
- FranceAgriMer. Chiffres-clés 2014/2015. Prévisions 2015/2016. Languedoc-Roussillon Midi-Pyrénées. Les cahiers de franceagrimer, FranceAgriMer / DRAAF Languedoc-Roussillon, 2016.
- Freixial, R. et Carvalho, M. Aspectos prácticos fundamentales en la implantación de la agricultura de conservación/siembra directa en el sur de Portugal. Rapport technique, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010.
- Friedrich, T, Derpsch, R, et Kassam, A. Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. *Field Actions Science Reports*, 6, 2012.
- Gabriel, D, Sait, S M, Kunin, W E, et Benton, T G. Food production vs. biodiversity : comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 50, p. 355–364, 2013.
- Gallai, Nicola, Salles, Jean-Michel, Settele, Josef, et Vaissière, Bernard E. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), p. 810–821, 2009.
- Garbach, Kelly, Milder, Jeffrey C., DeClerck, Fabrice A.J., Montenegro de Wit, Maywa, Driscoll, Laura, et Gemmill-Herren, Barbara. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 5903(April), p. 1–22, 2016.
- Gardiner, M M, Landis, D A, Gratton, C, Difonzo, C D, O’Neal, M, Chacon, J M, Wayo, M T, Schmidt, N P, Mueller, E E, et Heimpel, G E. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, 19(1), p. 143–154, 2009.

- Garibaldi, L A, Steffan-Dewenter, I, Winfree, R, Aizen, M A, Bommarco, R, Cunningham, S A, Kremen, C, Carvalheiro, L G, Harder, L D, Afik, O, Bartomeus, I, Benjamin, F, Boreux, V, Cariveau, D, Chacoff, N P, Dudenhöffer, J H, Freitas, B M, Ghazoul, J, Greenleaf, S, Hipólito, J, Holzschuh, A, Howlett, B, Isaacs, R, Javorek, S K, Kennedy, C M, Krewenka, K, Krishnan, S, Mandelik, Y, Mayfield, M M, Motzke, I, Munyuli, T, Nault, B A, Otieno, M, Petersen, J, Pisanty, G, Potts, S G, Rader, R, Ricketts, T H, Rundlöf, M, Seymour, C L, Schüepp, C, Szentgyörgyi, H, Taki, H, Tschamntke, T, Vergara, C H, Viana, B F, Wanger, T C, Westphal, C, Williams, N, et Klein, A M. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 339 (6127), p. 1608–1611, 2013.
- Garibaldi, Lucas A, Aizen, M A, Klein, A M, Cunningham, S A, et Harder, L D. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *PNAS*, 108(14), p. 5909–5914, 2011.
- Garibaldi, Lucas A, Carvalheiro, Luísa G, Vaissière, Bernard E, Gemmill-herren, Barbara, Hipólito, Juliana, Freitas, Breno M, Ngo, Hien T, Azzu, Nadine, Sáez, Agustín, Åström, Jens, An, Jiandong, Blochtein, Betina, Buchori, Damayanti, Chamorro García, Fermín J., Oliveira da Silva, Fabiana, Devkota, Kedar, Ribeiro, Márcia de Fátima, Freitas, Leandro, Gaglianone, Maria C., Goss, Maria, Irshad, Mohammad, Kasina, Muo, Pacheco Filho, Alípio J.S., Piedade Kiill, Lucia H., Kwapong, Peter, Nates Parra, Guiomar, Pires, Carmen, Pires, Viviane, Rawal, Ranbeer S., Rizali, Akhmad, Saraiva, Antonio M., Veldtman, Ruan, Viana, Blandina F., Witter, Sidia, et Zhang, Hong. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351 (6271), p. 388–391, 2016.
- Garnett, T, Appleby, M C, Balmford, A, Bateman, I J, Benton, T G, Bloomer, P, Burlingame, B, Dawkins, M, Dolan, L, Fraser, D, Herrero, M, Hoffmann, I, Smith, P, Thornton, P K, Toulmin, C, Vermeulen, S J, et Godfray, H C J. Sustainable Intensification in Agriculture : Premises and Policies. *Science Magazine*, 341, p. 33–34, 2013. ISSN 0036-8075.
- Gathala, Mahesh K., Ladha, J. K., Kumar, Vivak, Saharawat, Yashpal S., Kumar, Virender, Sharma, Paradeep Kumar, Sharma, Sheetal, et Pathak, Himanshu. Tillage and crop establishment affects sustainability of south Asian rice-wheat system. *Agronomy Journal*, 103(4), p. 961–971, 2011.
- Geiger, F, Bengtsson, J, Berendse, F, Weisser, W W, Emmerson, M, Morales, M B, Ceryngier, P, Liira, J, Tschamntke, T, Winqvist, C, Eggers, S, Bommarco, R, Pärt, T, Bretagnolle, V, Plantegenest, M, Clement, L W, Dennis, C, Palmer, C, Onate, J J, Guerrero, I, Hawro, V, Aavik, T, Thies, C, Flohre, A, Hänke, S, Fischer, C, Goedhart, P W, et Inchausti, P. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2), p. 97–105, 2010a.
- Geiger, F, Bengtsson, J, Berendse, F, Weisser, W W, Emmerson, M, Morales, M B, Ceryngier, P, Liira, J, Tschamntke, T, Winqvist, C, Eggers, S, Bommarco, R, Pärt, T, Bretagnolle, V, Plantegenest, M, Clement, L W, Dennis, C, Palmer, C, Onate, J J, Guerrero, I, Hawro, V, Aavik, T, Thies, C, Flohre, A, Hänke, S, Fischer, C, Goedhart, P W, et Inchausti, P. Persistent negative effects of pesticides on

- biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2), p. 97–105, 2010b.
- Geiger, F, Wackers, F L, et Bianchi, F J J A. Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *BioControl*, 54(4), p. 529–535, 2009.
- Geijzendorffer, Ilse R et Roche, Philip K. Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services ? *Ecological Indicators*, 33, p. 148–157, oct 2013.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., et Tempio, G. *Tackling Climate Change through Livestock - A Global Assessment of Emissions and Mitigation Opportunities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, 2013.
- GIEC. 5e rapport d'évaluation du Giec, Vol.2 : changement climatique 2014 impacts, vulnérabilité et adaptation. Rapport technique, Cambridge University Press, New-York, 2014.
- Giller, K E. *Nitrogen fixation in tropical cropping systems*. CABI Publishing, Wallingford, 2001.
- Giller, Ken E, Witter, Ernst, Corbeels, Marc, et Tittonell, Pablo. Conservation agriculture and smallholder farming in Africa : The heretics' view. *Field Crops Research*, 114(1), p. 23–34, Octobre 2009. ISSN 03784290.
- Girard, M.C., Walter, C., Berthelin, J., Remy, J.C., et Morel, J.L. *Sols et Environnement*. Dunod, collection édition, 2005.
- Gliessman, S R. *Agroecology : The Ecology of Sustainable Food Systems*. CRC Press Taylor & Francis, New York, USA, 2006. ISBN 0849328454.
- Gomiero, T, Pimentel, D, et Paoletti, M G. Environmental impact of different agricultural management practices : conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(1/2), p. 95–124, 2011.
- Greenleaf, Sarah S, Williams, Neal M, Winfree, Rachael, et Kremen, Claire. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), p. 589–596, Septembre 2007. ISSN 0029-8549.
- Grewal, Sukhbir K., Grewal, Parwinder S., et Hammond, Ronald B. Susceptibility of North American Native and Non-native Slugs (Mollusca : Gastropoda) to *Phasmarhabditis hermaphrodita* (Nematoda : Rhabditidae). *Biocontrol Science and Technology*, 13(1), p. 119–125, 2003.
- Griffiths, G J K, Holland, J M, Bailey, A, et Thomas, M B. Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45, p. 200–209, 2008.
- Griffiths, G J K, Winder, L, Holland, J M, Thomas, C F G, et Williams, E. The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale. *Biological Conservation*, 135(1), p. 145–152, 2007.

- Gupta, R et Seth, A. A review of resource conserving technologies for sustainable management of the rice-wheat cropping systems of the Indo-Gangetic plains (IGP). *Crop Protection*, 26, p. 436–447, 2007.
- Gurr, G M, Wratten, S D, et Luna, J M. Multi-function agricultural biodiversity : pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology*, 4(2), p. 107–116, 2003.
- Hagen-Zanker, Alex. A computational framework for generalized moving windows and its application to landscape pattern analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 44, p. 205–216, 2016. ISSN 03032434.
- Haines-Young, R. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26(S1), p. S178–S186, 2009.
- Haines-Young, Roy et Chopping, Mark. Quantifying landscape structure : a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography*, 20(4), p. 418–445, 1996. ISSN 0309-1333.
- Haines-Young, Roy et Potschin, Marion. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES , Version 4.3). *Report to the European Environment Agency*, pages 1–17, 2013.
- Halaj, J et Wise, D H. Terrestrial trophic cascades : How much do they trickle? *American Naturalist*, 157(3), p. 262–281, 2001.
- Halde, C, Bamford, K C, et Entz, M H. Crop agronomic performance under a six-year continuous organic no-till system and other tilled and conventionally-managed systems in the northern Great Plains of Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 213, p. 121–130, 2015.
- Häni, F J, Boller, E F, et Keller, S. Natural regulation at the farm level. Dans *Enhancing biological control - Habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*, Pickett, C H et Bugg, R L (éditeurs), pages 161–210. University of California Press, Berkeley - Los Angeles - London, 1998.
- Hatten, T D, Bosque-Pérez, N A, Labonte, J R, Guy, S O, et Eigenbrode, S D. Effects of tillage on the activity density and biological diversity of Carabid beetles in psring and winter crops. *Environmental Entomology*, 36(2), p. 356–368, 2007.
- Hazell, Peter et Wood, Stanley. Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363(1491), p. 495–515, 2008.
- Heap, I. The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. Online, 2016. URL <http://www.weedscience.org/>.
- Hendrickx, Frederik, Maelfait, Jean-Pierre P, Van Wingerden, Walter, Schweiger, Oliver, Speelmans, Marjan, Aviron, Stéphanie, Augenstein, Isabel, Billeter, Regula, Bailey, Debra, Bukacek, Roman, Burel, Françoise, Diekötter, Tim, Dirksen, Jolanda, Herzog, Felix, Liira, Jaan, Roubalova, Martina, Vandomme, Viki, et Bugter, Rob. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity

- affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), p. 340–351, 2007.
- Hervé, Maxime. RVAideMemoire : Diverse Basic Statistical and Graphical Functions, 2016. URL <https://cran.r-project.org/package=RVAideMemoire>.
- Herzog, Felix, Balázs, Katalin, Dennis, P, Friedel, J K, Geijzendorffer, Ilse R, Jeanneret, Philippe, Kainz, M, et Pointereau, Philippe. Biodiversity indicators for European farming systems. A guidebook, 2012. URL <http://www.biobio-indicator.org/>.
- Hinsinger, Philippe, Plassard, Claude, Tang, Caixian, et Jaillard, Benoît. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints : A review. *Plant and Soil*, 248(1-2), p. 43–59, 2003.
- Hobbs, P, Sayre, K, et Gupta, R. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363(1491), p. 543–555, 2008.
- Holland, J M. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe : reviewing the evidence. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103(1), p. 1–25, 2004.
- Holland, J M, Birkett, T, et Southway, S. Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *BioControl*, 54(1), p. 19–33, 2009.
- Holland, J M et Luff, M L. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*, 5, p. 109–129, 2000.
- Hothorn, Torsten, Buehlmann, Peter, Dudoit, Sandrine, Molinaro, Annette, et Van der Laan, Mark. Survival Ensembles. *Biostatistics*, 7(3), p. 355–373, 2006.
- Houot, Sabine, Pons, Marie-Noëlle, Pradel, Marilyns, Savini, Isabelle, et Tibi, Anaïs. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, INRA, 2014.
- Howarth, F G. Non-target effects of biological control agents. Dans *Biological control : Measures of success*, Gurr, G et Wratten, S D (éditeurs), pages 369–403. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 2000.
- Husson, François, Josse, Julie, Le, Sebastien, et Mazet, Jeremy. FactoMineR : Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining, 2016a. URL <https://cran.r-project.org/package=FactoMineR>.
- Husson, O. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems : a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*, 362(389-417), 2013.

- Husson, Olivier, Husson, Benoit, Brunet, Alexandre, Babre, Daniel, Alary, Karine, Sarthou, Jean Pierre, Charpentier, Hubert, Durand, Michel, Benada, Jaroslav, et Henry, Marc. Practical improvements in soil redox potential (Eh) measurement for characterisation of soil properties. Application for comparison of conventional and conservation agriculture cropping systems. *Analytica Chimica Acta*, 906, p. 98–109, 2016b.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-1, 2016. URL <http://www.iucnredlist.org/>.
- Iverson, Louis R. Adequate data of known accuracy are critical to advancing the field of landscape ecology. Dans *Key Topics in Landscape Ecology*, Wu, Jianguo et Hobbs, Richard J (éditeurs), pages 11–38. Cambridge Studies in Landscape Ecology, 2007. ISBN 978-0-521-61644-7.
- Jat, Ram, Sahrawat, Kanwar, et Kassam, Amir. *Conservation Agriculture : Global Prospects and Challenges*. CABI, 2013. ISBN 9781780642598.
- Jauker, Frank, Diekötter, Tim, Schwarzbach, Franziska, et Wolters, Volkmar. Pollinator dispersal in an agricultural matrix : opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, 24(4), p. 547–555, 2009.
- Jonsson, M, Buckley, H L, Case, B S, Wratten, S D, Hale, R J, et Didham, R K. Agricultural intensification drives landscape-context effects on host-parasitoid interactions in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), p. 706–714, 2012.
- Jonsson, M, Wratten, S D, Landis, D A, et Gurr, G M. Recent advances in conservation biological control of arthropods by arthropods. *Biological Control*, 45, p. 172–175, 2008.
- Kassam, A, Friedrich, T, Derpsch, R, et Kienzle, J. Overview of the Worldwide Spread of Conservation Agriculture. *Facts Reports*, 8, 2015.
- Kassam, A, Friedrich, T, Derpsch, R, Lahmar, R, Mrabet, R, Basch, G, González-Sánchez, E J, et Serraj, R. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 132, p. 7–17, 2012.
- Kaurichev, I. S. et Orlov, D. S. *Redox processes and their role in the genesis and fertility of soils*. Kolos, Moscow, 1982.
- Keller, S et Häni, F. Ansprüche von Nützungen und Schädlingen an den Lebensraum. Dans *Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft : Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder*, Nentwig, W (éditeur), pages 199–217. vaö Verlag Agrarökologie, Switzerland, agrarokolo édition, 2000.
- Kennedy, Christina M, Lonsdorf, Eric, Neel, Maile C, Williams, Neal M, Ricketts, Taylor H, Winfree, Rachael, Bommarco, Riccardo, Brittain, Claire, Burley, Alana L, Cariveau, Daniel, Carvalheiro, L G, Chacoff, N P, Cunningham, S A, Danforth, B N, Dudenhöffer, J H, Elle, E, Gaines, H R, A., Lucas, Garibaldi, L A, Gratton, C, Holzschuh, A, Isaacs, R, Javorek, S K, Jha, S, Klein, A M,

- Krewenka, K, Mandelik, Y, Mayfield, M M, Morandin, L, Neame, L A, Otieno, M, Park, M, Potts, S G, Rundlöf, M, Saez, A, Steffan-Dewenter, I, Taki, H, Viana, B F, Westphal, C, Wilson, J K, Greenleaf, S S, Kremen, C, et al., Et. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16(5), p. 584–599, 2013.
- Kesavan, P C et Malarvannan, S. Green to evergreen revolution : ecological and evolutionary perspectives in pest management. *Current Science*, 99(7), p. 908–914, 2010.
- Kim, John, Williams, Neal, et Kremen, Claire. Effects of Cultivation and Proximity to Natural Habitat on Ground-nesting Native Bees in California Sunflower Fields. *Journal of Kansas entomological society*, 79(4), p. 309–320, 2006.
- Kladivko, E J. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research*, 61(1-2), p. 61–76, 2001.
- Klein, A.-M., Vaissière, Bernard E, Cane, J H, Steffan-Dewenter, Ingolf, Cunningham, S A, Kremen, C, et Tscharrntke, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 274, p. 303–313, 2007.
- Kosewska, A, Skalski, T., et Nietupski, M. Effects of conventional and non-inversion tillage systems on the abundance and some life history traits of carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) in winter triticales fields. *European Journal of Entomology*, 111(5), p. 669–676, 2014.
- Kremen, C et Miles, A. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems : Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17(4), p. 40, 2012.
- Kremen, Claire, Iles, Alastair, et Bacon, Christopher. Diversified Farming Systems : An Agroecological , Systems-based. *Ecology and Society*, 17(4), 2012.
- Kremen, Claire, Williams, Neal M, Aizen, Marcelo A, Gemmill-Herren, Barbara, Le Buhn, Gretchen, Minckley, Robert, Packer, Laurence, Potts, Simon G, Roulston, T'ai, Steffan-Dewenter, Ingolf, et Al., Et. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms : a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), p. 299–314, 2007.
- Kremen, Claire, Williams, Neal M, et Thorp, Robbin W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(26), p. 16812–16816, 2002.
- Kromp, B. Carabid beetles in sustainable agriculture : a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), p. 187–228, 1999.
- Kuhlmann, M, Ascher, J S, Dathe, H. H., Ebmer, A. W., Hartmann, P., Michez, D., Müller, A., Patiny, S., Pauly, A., Praz, C., Rasmont, P., Risch, S., Scheuchl, E., Schwarz, M., Terzo, M., Williams, P. H., et al., Et. Checklist of the wester palaeartic bees (Hymenoptera : Apoidea : Anthophila), accessed 2007-06-20. URL <http://westpalbees.myspecies.info/>.

- Kupfer, J A. Landscape ecology and biogeography : Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography*, 36(3), p. 400–420, 2012. ISSN 0309-1333.
- Kutcher, H R, Johnston, A M, Bailey, K L, et Malhi, S S. Managing crop losses from plant diseases with foliar fungicides, rotation and tillage on a Black Chernozem in Saskatchewan, Canada. *Field Crops Research*, 124, p. 205–212, 2011.
- Labreuche, J, Le Souder, C, Castilon, P, Ouvry, J.F., Real, B., Germon, J.C., et De Tourdonnet, S. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour en France. Rapport technique, ADEME-ARVALIS Institut du végétal-INRA-APCA-AREAS-ITB-CETIOM- IFVV, 2007. URL <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=00&p2=11&ref=17597>.
- Lahmar, R. Adoption of conservation agriculture in Europe - Lessons of the KASSA project. *Land Use Policy*, 27(1), p. 4–10, 2010.
- Lal, R. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*, 36, p. S33–S39, 2011.
- Lamichhane, Jay Ram, Dachbrodt-Saaydeh, Silke, Kudsk, Per, et Messean, Antoine. Toward a Reduced Reliance on Conventional Pesticides in European Agriculture. *Plant Disease*, 100(1), p. 10–24, 2016.
- Landis, D A, Menalled, F D, Costamagna, A C, et Wilkinson, T K. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. *Weed Science*, 53(6), p. 902–908, 2005.
- Landis, D A, Wratten, S D, et Gurr, G M. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, p. 175–201, 2000.
- Langford, William T, Gergel, Sarah E, Dietterich, Thomas G, et Cohen, Warren. Map misclassification can cause large errors in landscape pattern indices : Examples from habitat fragmentation. *Ecosystems*, 9(3), p. 474–488, 2006. ISSN 14329840.
- Larkin, R P. Soil Health Paradigms and Implications for Disease Management. *Annual Review Phytopathology*, 53, p. 199–221, 2015.
- Lausch, Angela, Blaschke, Thomas, Haase, Dagmar, Herzog, Felix, Syrbe, Ralf Uwe, Tischendorf, Lutz, et Walz, Ulrich. Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295, p. 31–41, 2015. ISSN 03043800.
- Lavorel, S et Sarthou, J.-P. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes. Dans *Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies*, Le Roux, X, Barbault, R, Baudry, J, Burel, F, Doussan, I, Garnier, E, Herzog, F, Lavorel, S, Lifran, R, Roger-Estrade, J, Sarthou, J.-P., et Trommetter, M (éditeurs), page 231. Expertise scientifique collective, rapport INRA, 738 pages (Paris)., 2008.

- Lavorel, Sandra, Colloff, Matthew J., McIntyre, Sue, Doherty, Michael D., Murphy, Helen T., Metcalfe, Daniel J., Dunlop, Michael, Williams, Richard J., Wise, Russell M., et Williams, Kristen J. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Global Change Biology*, 21(1), p. 12–31, 2015. ISSN 13652486.
- Le Roux, X, Barbault, R, Baudry, J, Burel, F, Doussan, I, Garnier, E, Herzog, F, Lavorel, S, Lifran, R, Roger-Estrade, J, Sarthou, J.-P., et Trommetter, M. Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, INRA, Paris, France, 2008.
- Legendre, Pierre et Gallagher, Eugene. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), p. 271–280, Octobre 2001.
- Lemanceau, Philippe, Maron, Pierre Alain, Mazurier, Sylvie, Mougél, Christophe, Pivato, Barbara, Plassart, Pierre, Ranjard, Lionel, Revellin, Cécile, Tardy, Vincent, et Wipf, Daniel. Understanding and managing soil biodiversity : a major challenge in agroecology. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, p. 67–81, 2015.
- Lenth, Russell V. Least-Squares Means : The {R} Package {lsmeans}. *Journal of Statistical Software*, 69(1), p. 1–33, 2016.
- Letourneau, D K et Goldstein, B. Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), p. 557–570, 2001.
- Letourneau, D K, Jedlicka, J A, Bothwell, S G, et Moreno, C R. Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40, p. 573–592, 2009.
- Li, H et Wu, J. Use and misuse of landscape {Í}ndices. *Landscape Ecology*, 19, p. 389–399, 2004. ISSN 0921-2973.
- Lin, Lawrence I-Kuei. A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility. *Biometrics*, 45(1), p. 255–268, 1989.
- Linden, D. R., Clapp, C. E., et Dowdy, R. H. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. *Soil and Tillage Research*, 56, p. 167–174, 2000. ISSN 01671987.
- Lohaus, Katharina, Vidal, Stefan, et Thies, Carsten. Farming practices change food web structures in cereal aphid-parasitoid-hyperparasitoid communities. *Oecologia*, 171, p. 249–259, 2013.
- Loreau, M, Mouquet, N, et Gonzalez, A. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *PNAS*, 100(22), p. 12765–12770, 2003.
- Loreau, M, Naeem, S, Inchausti, P, Bengtsson, J, Grime, J P, Hector, A, Hooper, D U, Huston, M A, Raffaelli, D, Schmid, B, Tilman, D, et Wardle, D A. Biodiversity and Ecosystem Functioning : Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294, p. 804–808, 2001.

- Lortie, Christopher J, Brooker, Rob W, Choler, Philippe, Kikvidze, Zaal, Michalet, Richard, Pugnaire, Francisco I, et Callaway, Ragan M. Rethinking Plant Community Theory. *Oikos*, 107(2), p. 433–438, 2004. ISSN 00301299.
- Macfadyen, S, Cunningham, S A, Costamagna, A C, et Schellhorn, N A. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes : are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology*, 49, p. 690–694, 2012.
- MacLeod, A, Wratten, S D, Sotherton, N W, et Thomas, M B. 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland : long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*, 6(2), p. 147–154, 2004.
- Maisonhaute, J.-E., Peres-Neto, P, et Lucas, E. Influence of agronomic practices, local environment and landscape structure on predatory beetle assemblage. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), p. 500–507, 2010.
- Marti, O G et Olson, D M. Effect of Tillage on Cotton Aphids (Homoptera : Aphididae), Pathogenic Fungi, and Predators in South Central Georgia Cotton Fields. *Journal of Entomological Science*, 42(3), p. 354–367, 2007.
- Martin, G et Willaume, M. A diachronic study of greenhouse gas emissions of French dairy farms according to adaptation pathways. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, p. 50–59, 2016.
- Martins, Kyle T., Gonzalez, Andrew, et Lechowicz, Martin J. Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, p. 12–20, Février 2015. ISSN 01678809.
- Maudsley, M, Seeley, B, et Lewis, O. Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, p. 77–89, 2002.
- McCauley, D. J. Selling out on nature. *Nature*, 443, p. 27–28, 2006.
- McGarigal, Kevin et Cushman, Samuel A. The gradient concept of landscape structure. Dans *Issues and perspectives in Landscape Ecology*, Wiens, John A. et Moss, Michael R. (éditeurs), pages 112–119. Cambridge University Press, Cambridge, 2005.
- Mcgrath, D. A Note on the Adsorption Characteristics of Organic Pollutants in Irish Soils. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 35(1), p. 55–61, 1996.
- MEA. Ecosystems and Human Well-being : Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment, 2005.
- Meulman, Jacqueline J, Van der Kooij, Anita J, et Heiser, Willem J. Principal components analysis with nonlinear optimal scaling transformations for ordinal and nominal data. Dans *The SAGE Handbook of Quantitative Methodology for the Social Sciences*, pages 49–70. SAGE Publications, 2004. ISBN 9780761923596.

- Meyer, B, Jauker, F, et Steffan-Dewenter, I. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10, p. 178–186, 2009.
- Meyhöfer, R, Klug, T, et Poehling, H.-M. Are landscape structures important for the colonization of spinach fields by insects ? *IOBC/wprs Bulletin*, 34, p. 69–72, 2008.
- Michener, Charles D. *The Bees of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 2nd édition, 2000.
- Mkomwa, S, Kaumbutho, P, et Makungu, P. Farm Machinery for Conservation Agriculture. Dans *Conservation Agriculture*, Farooq, Muhammad et Siddique, Kadambot H. M. (éditeurs), pages 109–131. Springer, 2015.
- Molina, Gonzalo A. R., Poggio, Santiago L., et Ghersa, Claudio M. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes : Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 192, p. 135–143, 2014.
- Morand, S., Wilson, M J, et Glen, D M. Nematodes (Nematoda) parasitic in terrestrial gastropods. Dans *Natural enemies of terrestrial molluscs*, Barker, G.M. (éditeur), pages 525–557. CABI Publishing, 2004.
- Morandin, Lora A, Winston, Mark L, Abbott, Virginia A, et Franklin, Michelle T. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas ? *Basic and Applied Ecology*, 8(2), p. 117–124, Mars 2007.
- Morita, M, Shitan, N, Sawada, K, Van Montagu, M C E, Inzé, D, Rischer, H, et al., Et. Vacuolar transport of nicotine is mediated by a multidrug and toxic compound extrusion (MATE) transporter in *Nicotiana tabacum*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 106, p. 2447–2452, 2009.
- Moss, Stephen R., Perryman, Sarah A.M., et Tatnell, Lynn V. Managing Herbicide-resistant Black-grass (*Alopecurus Myosuroides*) : Theory and Practice. *Weed Technology*, 21(2), p. 300–309, 2007.
- Mouchet, Maud A., Lamarque, Pénélope, Martín-López, Berta, Crouzat, Emilie, Gos, Pierre, Byczek, Coline, et Lavorel, Sandra. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 28(1), p. 298–308, 2014.
- Mueller, Nathaniel D, Gerber, James S, Johnston, Matt, Ray, Deepak K, Ramankutty, Navin, et Foley, Jonathan A. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490(7419), p. 254–257, 2012.
- Mulder, V L, Lacoste, M, Richer-de Forges, A C, Martina, M P, et Arrouays, D. National versus global modelling the {3D} distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, p. 16–34, 2016.
- Nermut', Jirí. The persistence of *Phasmarhabditis hermaphrodita* (Rhabditida : Rhabditidae) in different substrates. *Russian Journal of Nematology*, 20(1), p. 61–64, 2012.

- Noss, R F. Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, p. 355–364, 1990.
- Nutter, Forrest W, Esker, Paul D, et Netto, Rosalee A Coelho. Disease assessment concepts and the advancements made in improving the accuracy and precision of plant disease data. *European Journal of Plant Pathology*, 115(1), p. 95–103, 2006. ISSN 09291873.
- Oerke, E.-C. Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 144, p. 31–43, 2006.
- Oerke, E.-C. et Dehne, H.-W. Safeguarding production losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Protection*, 23, p. 275–285, 2004.
- Oksanen, Jari, Blanchet, F Guillaume, Kindt, Roeland, Legendre, Pierre, Minchin, Peter R, O'Hara, R B, Simpson, Gavin L, Solymos, Peter, Stevens, M Henry H, et Wagner, Helene. R Package vegan : Community Ecology Package, 2013. URL <http://cran.r-project.org/package=vegan>.
- Ollerton, Jeff, Winfree, Rachael, et Tarrant, Sam. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), p. 321–326, 2011. ISSN 00301299.
- O'Neill, R V, Krummel, J R, Gardner, R H, Sugihara, G, Jackson, B, DeAngelis, D L, Milne, B T, Turner, M G, Zygmunt, B, Christensen, S W, Dale, V H, et Graham, R L. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3), p. 153–162, 1988.
- Palm, Cheryl, Blanco-Canqui, Humberto, DeClerck, Fabrice, Gatere, Lydia, et Grace, Peter. Conservation agriculture and ecosystem services : An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187, p. 87–105, 2014.
- Paustian, K, Lehmann, J, Ogle, S, Reay, D, Robertson, P, et Smith, P. Climate-smart soils. *Nature*, 532, p. 49–57, 2016.
- Peres-Neto, Pedro R., Legendre, Pierre, Dray, Stéphane, et Borcard, Daniel. Variation partitioning of species data matrices : estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10), p. 2614–2625, Octobre 2006.
- Perfecto, I et Badgley, C. Can organic agriculture feed the world? *Pesticides News*, 78, p. 17–19, 2007.
- Pezeshki, S. R. Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 46(3), p. 299–312, 2001.
- Pfiffner, L et Luka, H. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78(3), p. 215–222, 2000.
- Pidello, Alejandro. *Principes de chimie redox en écologie microbienne*. Quae, 2014. ISBN 9782759220793.

- Pievani, Telmo. The sixth mass extinction : Anthropocene and the human impact on biodiversity. *Rendiconti Lincei*, 25, p. 85–93, 2014.
- Pimentel, David et Burgess, Michael. Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States. Dans *Integrated Pest Management*, pages 47–71. Springer, 2014.
- Pimentel, David, Wilson, Christa, McCullum, Christine, Huang, Rachel, Dwen, Paulette, Flack, Jessica, Tran, Quynh, Saltman, Tamara, et Cliff, Barbara. Economic and Environmental Benefits of Biodiversity. *BioScience*, 47(11), p. 747–757, 1997.
- Pisante, M, Stagnari, F, Acutis, M, Bindi, M, Brillì, L, Di Stefano, V, et Carozzi, M. Conservation Agriculture and Climate Change. Dans *Conservation Agriculture*, Farooq Muhammad, Siddique Kadambot (éditeur), pages 579–620. Springer, 2015.
- Pittelkow, Cameron M., Liang, Xinqiang, Linquist, Bruce a., van Groenigen, Kees Jan, Lee, Juhwan, Lundy, Mark E., van Gestel, Natasja, Six, Johan, Venterea, Rodney T., et van Kessel, Chris. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, Octobre 2014. ISSN 0028-0836.
- Pittelkow, Cameron M., Linquist, Bruce A., Lundy, Mark E., Liang, Xinqiang, van Groenigen, Kees Jan, Lee, Juhwan, van Gestel, Natasja, Six, Johan, Venterea, Rodney T., et van Kessel, Chris. When does no-till yield more ? A global meta-analysis. *Field Crops Research*, 183, p. 156–168, 2015.
- Plaza-Bonilla, D, Nolot, J M, Passot, S, Raffailac, D, et Justes, E. Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. *Soil & Tillage Research*, 156, p. 33–43, 2016.
- Polak, Barbara. The influence of food density and the size of food rations on the consumption and development of aphidophagous Syrphidae (Diptera). *Annales Zoologici*, 35(120), p. 105–116, 1980.
- Popkin, B M. The nutrition transition and its health implications in lower-income countries. *Public health nutrition*, 1(1), p. 5–21, 1998.
- Potts, S G, Vulliamy, B, Dafni, A, Ne’Eman, G, et Willmer, P. Linking bees and flowers : how do floral communities structure pollinator communities ? *Ecology*, 84(10), p. 2628–2642, 2003.
- Potts, Simon G, Biesmeijer, Jacobus C, Kremen, Claire, Neumann, Peter, Schweiger, Oliver, et Kunin, William E. Global pollinator declines : trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), p. 345–353, 2010.
- Potts, Simon G, Vulliamy, Betsy, Roberts, Stuart P M, O’toole, Chris, Dafni, Amots, Ne’eman, Gidi, et Willmer, Pat. Role of nesting resources in organising diverse bee and communities in a Mediterranean and landscape. *Ecological Entomology*, 30, p. 78–85, 2005.

- Potts, Simon G et Willmer, Pat. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology*, 22, p. 319–328, 1997.
- Pourbaix, M. J. N. *Thermodynamique des solutions aqueuses diluées. Représentation graphique du rôle du pH et du Potentiel*. Phd thesis, Delft, 1945.
- Power, A G. Ecosystem services and agriculture : tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 365, p. 2959–2971, 2010.
- Powelson, David S., Stirling, Clare M., Thierfelder, Christian, White, Rodger P., et Jat, M.L. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, p. 164–174, 2016.
- Pretty, J. Agricultural sustainability : concepts, principles and evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 363, p. 447–465, 2008.
- Pretty, J N, Brett, C, Gee, D, Hine, R E, Mason, C F, Morison, J I L, Raven, H, Rayment, M D, et Van Der Bijl, G. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*, 65(2), p. 113–136, 2000.
- Pretty, J N, Noble, A D, Bossio, D, Dixon, J, Hine, R E, Penning de Vries, F W T, et Morison, J I L. Resource-Conserving Agriculture Increases Yields in Developing Countries. *Environmental Science & Technology*, 40(4), p. 1114–1119, 2006.
- Pretty, Jules, Brett, Craig, Gee, David, Hine, Rachel, Mason, Chris, Morison, James, Rayment, Matthew, Van Der Bijl, Gert, et Dobbs, Thomas. Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44 (2), p. 263–283, 2001.
- Puech, C, Baudry, J, Joannon, A, Poggi, S, et Aviron, S. Organic vs. conventional farming dichotomy : Does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 194, p. 48–57, 2014.
- Puech, C, Poggi, S, Baudry, J, et Aviron, S. Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology*, 30, p. 125–140, 2015.
- Puustinen, Markku, Koskiaho, Jari, et Peltonen, Kimmo. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105(4), p. 565–579, 2005. ISSN 01678809.
- Pywell, R F, James, K L, Herbert, I, Meek, W R, Carvell, C, Bell, D, et Sparks, T H. Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation*, 123, p. 79–90, 2005.
- Quinton, J N et Catt, J A. The effects of minimal tillage and contour cultivation on surface runoff, soil loss and crop yield in the long-term Woburn Erosion Reference Experiment on sandy soil at Woburn, England. *Soil Use and Management*, 20, p. 343–349, 2004.

- R Core Team. R : A language and environment for statistical computing., 2015. URL <https://www.r-project.org/>.
- Rader, Romina, Bartomeus, Ignasi, Garibaldi, Lucas A., Garratt, Michael P. D., Howlett, Brad G., Winfree, Rachael, Cunningham, Saul A., Mayfield, Margaret M., Arthur, Anthony D., Andersson, Georg K. S., Bommarco, Riccardo, Brittain, Claire, Carvalheiro, Luísa G., Chacoff, Natacha P., Entling, Martin H., Foully, Benjamin, Freitas, Breno M., Gemmill-Herren, Barbara, Ghazoul, Jaboury, Griffin, Sean R., Gross, Caroline L., Herbertsson, Lina, Herzog, Felix, Hipólito, Juliana, Jaggard, Sue, Jauker, Frank, Klein, Alexandra-Maria, Kleijn, David, Krishnan, Smitha, Lemos, Camila Q., Lindström, Sandra A. M., Mandelik, Yael, Monteiro, Victor M., Nelson, Warrick, Nilsson, Lovisa, Pattemore, David E., de O. Pereira, Natália, Pisanty, Gideon, Potts, Simon G., Reemer, Menno, Rundlöf, Maj, Sheffield, Cory S., Scheper, Jeroen, Schüepp, Christof, Smith, Henrik G., Stanley, Dara A., Stout, Jane C., Szentgyörgyi, Hajnalka, Taki, Hisatomo, Vergara, Carlos H., Viana, Blandina F., et Woyciechowski, Michal. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1), p. 146–151, Janvier 2016. ISSN 0027-8424.
- Rae, R, Verdun, C, Grewal, P S, Robertson, J F, et Wilson, M J. Biological control of terrestrial molluscs using *Phasmarhabditis hermaphrodita* - progress and prospects. *Pest Management Science*, 63, p. 1153–1164, 2007.
- Rae, Robbie G, Robertson, Jamie F, et Wilson, Michael J. Susceptibility and immune response of *Deroceras reticulatum*, *Milax gagates* and *Limax pseudoflavus* exposed to the slug parasitic nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*. *Journal of invertebrate pathology*, 97(1), p. 61–9, jan 2008.
- Rämert, B, Lennartsson, M, et Davies, G. The use of mixed species cropping to manage pests and diseases - theory and practice. Dans *UK Organic Research 2002 : Proceedings of the COR Conference*, et al., Powell (éditeur), pages 207–210, 2002.
- Rand, Tatyana A., van Veen, F. J Frank, et Tscharrntke, Teja. Landscape complexity differentially benefits generalized fourth, over specialized third, trophic level natural enemies. *Ecography*, 35(2), p. 97–104, 2012.
- Raudsepp-Hearne, C, Peterson, G D, et Bennett, E M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS*, 107(11), p. 5242–5247, 2010.
- Raymond, L, Sarthou, J P, Plantegenest, M, Gauffre, B, Ladet, S, et Vialatte, A. Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 185, p. 99–105, 2014.
- Rhoton, F. E., Shipitalo, M. J., et Lindbo, D. L. Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil and Tillage Research*, 66(1), p. 1–11, 2002. ISSN 01671987.

- Rigby, D et Caceres, D. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems*, 68, p. 21–40, 2001.
- Robinson, R A et Sutherland, W J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39, p. 157–176, 2002.
- Roger-Estrade, J, Anger, C, Bertrand, M, et Richard, G. Tillage and soil ecology : Partners for sustainable agriculture. *Soil & Tillage Research*, 111, p. 33–40, 2010.
- Rojo, S, Gilbert, F S, Marcos-Garcia, M A, Nieto, J M, et Mier, M P. A world review of predatory hoverflies (Diptera, Syrphidae : Syrphinae) and their prey, 2003.
- Roschewitz, I, Hucker, M, Tschardtke, T, et Thies, C. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, p. 218–227, 2005.
- Ross, Jenna L., Ivanova, Elena S., Severns, Paul M., et Wilson, Michael J. The role of parasite release in invasion of the USA by European slugs. *Biological Invasions*, 12(3), p. 603–610, apr 2010.
- Royauté, Raphaël, Buddle, Christopher M., et Vincent, Charles. Under the influence : Sublethal exposure to an insecticide affects personality expression in a jumping spider. *Functional Ecology*, 29(7), p. 962–970, 2015.
- RPG. Registre Parcellaire Graphique. D{é}partements de Haute-Garonne, du Gers et du Tarn, 2012.
- Rusch, A, Valantin-Morison, M, Roger-Estrade, J, et Sarthou, J P. Local and landscape determinants of pollen beetle abundance in overwintering habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), p. 37–47, 2012a.
- Rusch, A, Valantin-Morison, M, Roger-Estrade, J, et Sarthou, J P. Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*, 105(1/2), p. 62–73, 2012b.
- Rusch, A, Valantin-Morison, M, Sarthou, J.-P., et Roger-Estrade, J. Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems : Effects of Crop Management, Farming Systems, and Seminatural Habitats at the Landscape Scale : A Review. *Advances in Agronomy*, 109, p. 219–259, 2010.
- Sandhu, H S, Wratten, S D, Cullen, R, et Case, B. The future of farming : The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics*, 64, p. 835–848, 2008.
- Sardiñas, Hillary S. et Kremen, Claire. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. *Basic and Applied Ecology*, 15(2), p. 161–168, 2014. ISSN 16180089.
- Sarthou, J.-P. Le piège cornet unidirectionnel, nouveau piège entomologique d'interception. *L'Entomologiste*, 65(2), p. 107–108, 2009.

- Sarthou, Jean-Pierre, Badoz, Ariane, Vaissière, Bernard, Chevallier, Alexis, et Rusch, Adrien. Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 194, p. 17–28, 2014.
- Sarthou, Jean-Pierre, Ouin, Annie, Arrignon, Florent, Barreau, Gaël, et Bouyjou, Bernard. Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus baleatus* (Diptera : Syrphidae). *European Journal of Entomology*, 102, p. 539–545, 2005a.
- Sarthou, Jean-Pierre, Ouin, Annie, Arrignon, Florent, Barreau, Gaël, et Bouyjou, Bernard. Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus baleatus* (Diptera : Syrphidae). *European Journal of Entomology*, 102, p. 539–545, 2005b.
- Schaffers, A P, Raemakers, I P, et Sykora, K V. Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *J Insect Conserv*, 16, p. 511–522, 2012.
- Schaller, Noémie. L'agriculture de conservation. Analyse, Centre d'études et de prospective, 2013.
- Schmidt, M H, Roschewitz, I, Thies, C, et Tschardtke, T. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), p. 281–287, 2005.
- Schmidt, M H, Thies, C, Nentwig, N, et Tschardtke, T. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 35(1), p. 157–166, 2008.
- Scopel, Eric, Triomphe, Bernard, Affholder, François, Da Silva, Fernando Antonio MacEna, Corbeels, Marc, Xavier, Jos ?? Humberto Valadares, Lahmar, Rabah, Recous, Sylvie, Bernoux, Martial, Blanchart, Eric, De Carvalho Mendes, Ieda, et De Tourdonnet, Stéphane. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(1), p. 113–130, 2013. ISSN 17740746.
- SEEA. *System of environmental-economic accounting 2012 : a central framework*. United Nations, 2014.
- Shao, Guofan et Wu, Jianguo. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology*, 23(5), p. 505–511, 2008. ISSN 09212973.
- Sharley, D J, Hoffmann, A A, et Thomson, L J. The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology*, 10, p. 233–243, 2008.
- Shearin, A F, Reberg-Horton, S C, et Gallandt, ER. Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera : Carabidae) weed seed predators. *Environmental Entomology*, 36(5), p. 1140–1146, 2007.
- Shenge, Kenneth C, Mabagala, Robert B, Mortensen, Carmen N, et Wydra, Kerstin. Resistance of *Xanthomonas campestris* pv. *vesicatoria* isolates from Tanzania to copper and implications for bacterial spot management. *African Journal of Microbiology Research*, 8(30), p. 2881–2885, 2014.

- Shepherd, T G. Assessing soil quality using Visual Soil Assessment. Dans *Tools for nutrient and pollutant management : Applications to agriculture and environmental quality*, Currie, L D et Hanly, J A (éditeurs), volume Occasional, pages 153–166. Massey University, Palmerston North, 2003.
- Shepherd, T G, Stagnari, F, Pisante, M, et Benites, J. Visual soil assessment. Field guide for annual crops, 2008.
- Shuler, R E, Roulston, T H, et Farris, G E. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology*, 98(3), p. 790–795, 2005.
- Silvy, C. Quantifions... le phytosanitaire II. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 25, p. 80–91, 1995.
- Singh, V. P., Barman, K. K., Singh, R., et Sharma, A. R. Weed Management in Conservation Agriculture Systems. Dans *Conservation Agriculture*, Farooq, Muhammad et Siddique, Kadambot H. M. (éditeurs), pages 39–77. Springer International Publishing, 2015.
- Six, J, Ogle, S M, Breidt, J, Conant, R T, Mosier, A R, et Paustian, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, p. 155–160, 2004.
- Sjödin, N Erik, Bengtsson, Jan, et Ekbohm, Barbara. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45, p. 763–772, 2008.
- Soane, B. D., Ball, B. C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., et Roger-Estrade, J. No-till in northern, western and south-western Europe : A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*, 118, p. 66–87, 2012. ISSN 01671987.
- SoCo. Final report on the project 'Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo)'. Rapport technique, European Commission, 2009.
- SOeS, Service de l'observation et des Statistiques. L'environnement en France. Références, Commissariat général au développement durable, 2014. URL www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr.
- SOeS, Service de l'observation et des Statistiques. Chiffres clés de l'environnement. Repères, Commissariat général au développement durable, 2015a. URL www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/.
- SOeS, Service de l'observation et des Statistiques. Sols et environnement. Chiffres clés. Repères, Commissariat général du développement durable, 2015b. URL www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr.
- Solagro. *DIALECTE. Diagnostics Linking the Environment and the Territorial Operating Contract. Operating Manual*, 2000.

- Song, Zhenwei, Gao, Hongjun, Zhu, Ping, Peng, Chang, Deng, Aixing, Zheng, Chengyan, Mannaf, Md Abdul, Islam, Md Nurul, et Zhang, Weijian. Organic amendments increase corn yield by enhancing soil resilience to climate change. *The Crop Journal*, 3(2), p. 110–117, 2015.
- Sotherton, N W. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals of Applied Biology*, 105(3), p. 423–429, 1984.
- Speight, M C D. Species accounts of European Syrphidae (Diptera)., 2012.
- Speight, M C D, Good, J A, et Sarthou, J.-P. Impact of Farm Management operations on European Syrphidae (Diptera) : species of the Atlantic, Continental & Northern Regions. Dans *Syrph the Net, the database of European Syrphidae*, Speight, M C D, Castella, E, Obrdlik, P, et Ball, S (éditeurs). Syrph the Net publications, Dublin, Ireland, 2000.
- Speight, Martin C D, Castella, Emmanuel, et Sarthou, Jean-Pierre. StN 2015. Dans *Syrph the Net on CD, Issue 10*, Speight, Martin C D, Castella, Emmanuel, Sarthou, Jean-Pierre, et Vanappelghem, C (éditeurs). Syrph the Net publications, Dublin, 2015.
- Spolti, Piérri, Schneider, Luana, Sanhueza, Rosa M V, Batzer, Jean C, Gleason, Mark L, et Del Ponte, Emerson Medeiros. Improving sooty blotch and flyspeck severity estimation on apple fruit with the aid of standard area diagrams. *European Journal of Plant Pathology*, 129, p. 21–29, 2011. ISSN 09291873.
- Stary, P. Host range of parasites and ecosystem relations, a new viewpoint in multilateral control concept. *Ann. soc. entomol. Fr.*, 8(2), p. 351–358, 1972.
- Stassart, P M, Baret, P, Grégoire, J-C, Hance, T, Mormont, M, Reheul, D, Stilmant, D, Vanloqueren, G, et Visser, M. L'agro{é}cologie : Trajectoire et potentiel pour une transition vers des syst{è}mes alimentaires durables. Dans *Agro{é}cologie entre pratiques et sciences sociales*, Van Dam, D, Nizet, J, Streith, M, et Stassart, P M (éditeurs), page 21. Educagri, 2012.
- Steffan-Dewenter, Ingolf. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. *Conservation Biology*, 17(4), p. 1036–1044, 2003.
- Stevenson, Mark, Nunes, Telmo, Heuer, Cord, Marshall, Jonathon, Sanchez, Javier, Thornton, Ron, Reiczigel, Jenó, Robison-Cox, Jim, Sebastiani, Paola, Solymos, Peter, Yoshida, Kazuki, Jones, Geoff, Pirikahu, Sarah, Firestone, Simon, et Kyle, Ryan. epiR : Tools for the Analysis of Epidemiological Data, 2016. URL <http://cran.r-project.org/package=epiR>.
- Stout, M J. Reevaluating the conceptual framework for applied research on host-plant resistance. *Insect Science*, 20, p. 263–272, 2013.
- Strobl, Carolin, Boulesteix, Anne-Laure, Kneib, Thomas, Augustin, Thomas, et Zeileis, Achim. Conditional Variable Importance for Random Forests. *BMC Bioinformatics*, 9(307), 2008.

- Strobl, Carolin, Boulesteix, Anne-Laure, Zeileis, Achim, et Hothorn, Torsten. Bias in Random Forest Variable Importance Measure : Illustrations, Sources and a Solution. *BMC Bioinformatics*, 8(25), 2007.
- Strobl, Carolin, Hothorn, Torsten, et Zeileis, Achim. Party on ! A new, conditional variable-importance measure for random forests available in the party package. *The R Journal*, 1(2), p. 14–17, 2009. ISSN 2073-4859.
- Sturny, W G et Chervet, A. Oberacker a fêté ses 20 ans : bilans et perspectives. *TCS Magazine*, 85, p. 6–25, 2015.
- Symondson, W O C, Sunderland, K D, et Greenstone, M H. Can generalist predators be effective biocontrol agents ? *Annual Review of Entomology*, 47, p. 561–594, 2002.
- Symondson, William O C. Coleoptera (Carabidae, Staphylinidae, Lampyridae, Drilidae and Silphidae) as Predators of Terrestrial Gastropods. Dans *Natural enemies of terrestrial molluscs*, Barker, G. M. (éditeur), pages 37–84. CABI Publishing, London UK, 2004.
- Tamburini, Giovanni, De Simone, Serena, Sigura, Maurizia, Boscutti, Francesco, et Marini, Lorenzo. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), p. 233–241, 2016.
- Tebrügge, F et Böhrnsen, A. Crop yields and economic aspects of no-tillage compared to plough tillage : Results of long-term soil tillage field experiments in Germany. Dans *Experience with the Applicability of No-tillage Crop Production in the West-European Countries. Proceedings of the EC Workshop-IV*, pages 25–43, Langgöns, Germany, 1997.
- Tebrügge, F et Düring, R.-A. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research*, 53, p. 15–28, 1999.
- Tegtmeier, E M et Duffy, M D. External Costs of Agricultural Production in the United States. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2(1), p. 1–20, 2004.
- Tenhumberg, B et Poehling, H M. Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany : Aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52, p. 39–43, 1995.
- Tester, Mark et Langridge, Peter. Breeding technologies to increase crop production in a changing world. *Science*, 327(5967), p. 818–822, 2010.
- Thébault, E et Loreau, M. Trophic Interactions and the Relationship between Species Diversity and Ecosystem Stability. *The American Naturalist*, 166(4), p. 95–114, 2005.
- Thies, C et Tschardtke, T. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285, p. 893–895, 1999.

- Thomas, S R, Noordhuis, R, Holland, J M, et Goulson, D. Botanical diversity of beetle banks effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93(1-3), p. 403–412, 2002.
- Thomson, L J et Hoffmann, A A. Field validation of laboratory-derived IOBC toxicity ratings for natural enemies in commercial vineyards. *Biological Control*, 39(3), p. 507–515, 2006.
- Tilman, D, Cassman, K G, Matson, P A, Naylor, R, et Polasky, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), p. 671–677, 2002.
- Trenbath, B R. Intercropping for the management of pests and diseases. *Field Crops Research*, 34, p. 381–405, 1993.
- Tscharntke, T, Bommarco, R, Clough, Y, Crist, T O, Kleijn, D, Rand, T A, Tylianakis, J M, van Nouhuys, S, et Vidal, S. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43(3), p. 294–309, 2007.
- Tscharntke, T, Gathmann, A, et Steffan-Dewenter, Ingolf. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies : community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology*, 35, p. 708–719, 1998.
- Tscharntke, T, Rand, T A, et Bianchi, F.J.J.A. The landscape context of trophic interactions : insect spillover across the crop-noncrop interface. *Annales Zoologici Fennici*, 42(4), p. 421–432, 2005a.
- Tscharntke, T, Steffan-Dewenter, I, Kruess, A, et Thies, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12 (2), p. 354–363, 2002.
- Tscharntke, T, Tylianakis, J M, Rand, T A, Didham, R K, Fahrig, L, Batary, P, Bengtsson, J, Clough, Y, Crist, T O, Dormann, C F, Ewers, R M, FrÃ¼nd, J, Holt, R D, Holzschuh, A, Klein, A M, Kleijn, D, Kremen, C, Landis, D A, Laurance, W, Lindenmayer, D, Scherber, C, Sodhi, N, Steffan-Dewenter, I, Thies, C, van der Putten, W H, et Westphal, C. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Review of the Cambridge Philosophical Society*, 87(3), p. 661–685, 2012.
- Tscharntke, Teja, Karp, Daniel S, Chaplin-kramer, Rebecca, Batáry, Péter, Declerck, Fabrice, Gratton, Claudio, Hunt, Lauren, Ives, Anthony, Jonsson, Mattias, Larsen, Ashley, Martin, Emily A, Martínez-salinas, Alejandra, Meehan, Timothy D, O'Rourke, Megan, Poveda, Katja, Rosenheim, Jay A, Rusch, Adrien, Schellhorn, Nancy, Wanger, Thomas C, Wratten, Stephen, et Zhang, Wei. When natural habitat fails to enhance biological pest control - Five hypotheses. *Biological Conservation*, in press.
- Tscharntke, Teja, Klein, Alexandra M, Kruess, Andreas, Steffan-Dewenter, Ingolf, et Thies, Carsten. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, p. 857–874, 2005b.

- Tuck, Sean L., Winqvist, Camilla, Mota, Flávia, Ahnström, Johan, Turnbull, Lindsay a., et Bengtsson, Janne. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity : a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, Décembre 2014. ISSN 00218901.
- UK NEA. UK National Ecosystem Assessment Technical Report. Rapport technique, UNEP-WCMC, Cambridge, 2011.
- Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Øygarden, L., et Stenberg, M. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects : A Scandinavian review. *Soil Use and Management*, 26(2), p. 94–107, 2010. ISSN 02660032.
- van Capelle, Christine, Schrader, Stefan, et Brunotte, Joachim. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. *European Journal of Soil Biology*, 50, p. 165–181, 2012.
- van der Sluijs, J. P., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bijleveld van Lexmond, M. F I J, Bonmatin, J. M., Chagnon, M., Downs, C. A., Furlan, L., Gibbons, D. W., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., McField, M., Mineau, P., Mitchell, E. A D, Morrissey, C. A., Noome, D. A., Pisa, L., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J. D., Tapparo, A., Van Dyck, H., van Praagh, J., Whitehorn, P. R., et Wiemers, M. Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental science and pollution research international*, 22, p. 148–154, 2015.
- Veres, Andrea, Petit, Sandrine, Conord, Cyrille, et Lavigne, Claire. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 166, p. 110–117, 2013.
- Verkerk, P. J., Mavsar, R., Gieregiczy, M., Lindner, M., Edwards, D., et Schelhaas, M. J. Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. *Ecosystem Services*, 9, p. 155–165, 2014.
- Veroz-González, O, Sánchez, CS, et Sánchez Ruíz, F. Estudio estadístico de encuestas dirigidas a agricultores que aplican técnicas de Agricultura de Conservación. Dans *Métodos de Producción Agraria compatibles con el Medio Ambiente : Lucha contra la Erosión y Agricultura de Conservación*, Gil Ribes, J, Ordóñez Fernández, R, Ayuso González, J, Veroz-González, O, et González-Sánchez, E J (éditeurs), pages 113–202. Informe fi, 2008.
- Vilela, Alice, Monteiro, Bebian, et Correia, Elisete. Sensory Profile of Port Wines : Categorical Principal Component Analysis, an Approach for Sensory Data Treatment. *Journal of Viticulture and Enology*, 30(1), p. 1–8, 2015.
- Villamagna, Amy M., Angermeier, Paul L., et Bennett, Elena M. Capacity, pressure, demand, and flow : A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, p. 114–121, 2013.

- Walker, Richard A. *The Conquest of Bread : 150 Years of Agribusiness in California*. The New Press, 2004.
- Walz, Ulrich et Syrbe, Ralf Uwe. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators*, 31, p. 1–5, 2013. ISSN 1470160X.
- Wamser, S, Dauber, J, Birkhofer, K, et Wolters, V. Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera : Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), p. 235–240, 2011.
- Wardle, D A, Yeates, G W, Watson, R N, et Nicholson, K S. The detritus food-web and the diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro-ecosystems. *Plant and Soil*, 170(1), p. 35–43, 1995.
- Weinberger, Katinka et Lumpkin, Thomas A. Diversification into horticulture and poverty reduction : a research agenda. *World Development*, 35, p. 1464–1480, 2007.
- West, T O et Post, W M. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation : A Global Data Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66, p. 1930–1946, 2002.
- Wezel, A, Bellon, S, Doran, T, Francis, C, Vallod, D, et David, C. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 19(4), p. 503–515, 2009.
- Wezel, Alexander, Soboksa, Gizachew, McClelland, Shelby, Delespesse, Florian, et Boissau, Apolline. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification : a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), p. 1283–1295, 2015. ISSN 17730155.
- Wilby, A et Thomas, M B. Natural enemy diversity and pest control : patterns of pest emergence with agricultural intensification . *Ecology Letters*, 5(3), p. 353–360, 2002.
- Wilkins, R J. Eco-efficient approaches to land management : a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 363(1491), p. 517–25, 2008.
- Williams, Ingrid H. The dependences of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural zoology Reviews*, 6, p. 229–257, 1994.
- Winfree, Rachael, Aguilar, Ramiro, Vázquez, Diego P, Le Buhn, Gretchen, et Aizen, Marcelo A. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), p. 2068–2076, 2009.
- Witmer, J. E., Hough-Goldstein, J. A., et Pesek, J. D. Ground-Dwelling and Foliar Arthropods in Four Cropping Systems. *Environmental Entomology*, 32(2), p. 366–376, 2003.
- Woltz, J M, Isaacs, R, et Landis, D A. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 152, p. 40–49, 2012.

- Wood, Stanley, Sebastian, Kate, et Scherr, Sara J. Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE). Agroecosystems. Rapport technique, International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, Washington, DC, 2000.
- Wratten, Stephen D, Gillespie, Mark, Decourtye, Axel, Mader, Eric, et Desneux, Nicolas. Pollinator habitat enhancement : Benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159, p. 112–122, Septembre 2012.
- Wratten, Stephen D. et Powell, W. Cereal aphids and their natural enemies. Dans *The Ecology of Temperate Cereal Fields. 32nd Symposium of the British Ecological Society*, Firbank, IG, Carter, N, Darbyshire, JF, et Potts, GR (éditeurs), pages 233–257, Oxford, UK, 1991. Blackwell Science.
- Wuellner, Clare T. Nest site preference and success in a gregarious, ground-nesting bee *Dieunomia triangulifera*. *Ecological Entomology*, 24, p. 471–479, 1999.
- Yachi, S et Loreau, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment : The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 96, p. 1463–1468, 1999.
- Yeates, G W et Bongers, T. Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), p. 113–135, 1999.
- Yeates, G W, Wardle, D A, et Watson, R N. Responses of soil nematode populations , community structure , diversity and temporal variability to agricultural intensification over a seven-year period. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, p. 1721–1733, 1999.
- Zahm, F. Les indicateurs de performance agro-environnementale dans l' {é}valuation des Mesures Agro-Environnementales. Synth{è}se des cadres th{é}oriques et analyse de leur usage en France de 1993 {à} 2009. *Innovations Agronomiques*, 31, p. 111–158, 2013.
- Zhang, W, Ricketts, T H, Kremen, C, Carney, C, et Swinton, S M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), p. 253–260, 2007.
- Zhang, Y, Sing, S, et Bakshi, B R. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I : A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.*, 44, p. 2232–2242, 2010.
- Zurbuchen, A, Landert, L, Klaiber, J, Müller, A, Hein, S, et Dorn, S. Maximum foraging ranges in solitary bees : only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143, p. 669–676, 2010a.
- Zurbuchen, A, Müller, A, et Dorn, S. La proximité entre sites de nidification et zones de butinage favorise la faune d'abeilles sauvages. *Recherche Agronomique Suisse*, 1(10), p. 360–365, 2010b.
- Zuur, A F, Ieno, Elena N, Walker, Neil J, Saveliev, Anatoly A., et Smith, Graham M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 2009. ISBN 9788578110796.

Annexes

DESCRIPTION VISUELLE D'UN PAYSAGE :
TEST D'UNE MÉTHODE RAPIDE SANS
DIGITALISATION

A

Article accepté par Landscape Research

Visual landscape assessment: description and efficiency of a rapid method saving tedious digital mapping

Chabert Ariane¹, Amosse Alexandre^{1,2}, Sarthou Jean-Pierre^{1,3}

¹INRA, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

²INRA, UMR 1201 DYNAFOR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

³Universit de Toulouse, INPT-ENSAT, UMR 1248 AGIR, F-31326 Castanet-Tolosan, France

Abstract

Resources to perform digital mapping sometimes are unavailable in studies focusing on processes on which landscapes features are only marginal factors. To avoid the tedious work of digital mapping, we tested a simple visual estimation of the landscape composition on printed aerial photographs without any Geographical Information System (GIS) tools. The proportions of seven land-use types were estimated either without any tool or with the support of black and white three scale patterns as visual aid. Results show that the agreement with GIS was good for all land-use types taking together and really accurate for forests and water surfaces. We found that observer failed to discern crops from grassland on photographs leading to poor agreement. However, the use of the visual aid support tested here did not improve the precision of the method. This supports the possibility of using such rapid visual assessment for getting some simple landscape indices.

Keywords: Land-use cover, simple assessment, Concordance correlation coefficient, visual aid

1. Introduction

Over the past three decades, landscape ecology concepts and technologies greatly improved (Iverson, 2007). Many methods and indices were developed to encompass the spatial and temporal complexity of landscapes and better understand its interactions with biotic and abiotic processes (Haines-Young and Chopping, 1996; Walz and Syrbe, 2013). The rapid improvements of high-performance software during late twentieth century also contributed to enhance analytical power of landscape ecology. Geographical Information Systems (GIS) and remote sensing (RS) are now common tools for landscape ecologists.

Originally, one of the main fundamental concepts of indices measurement relied on the patch matrix model which considers the landscape as a matrix over which a set of land occupation patches are identifiable and bound together with corridors. If this model remains the foundation of landscape ecology as it is still widely studied nowadays, it has shown its limits for it is a coarse simplification of landscape complexity, intelligible to human interpretation but not always

meaningful for ecological processes (Kupfer, 2012; Lausch et al., 2015). More recently, a new conceptual approach based on gradients of continuous data rather than arbitrary delimited areas has been proposed (McGarigal and Cushman, 2005). This gradient model offers an interesting alternative to patch matrix model by overcoming some of its limitations (Lausch et al., 2015) and methods derived from this concept are increasingly developed (Hagen-Zanker, 2016).

Still, both patch matrix model and gradient model mainly rely on GIS and RS tools to obtain fully digitalized maps, with variable degrees of precision depending on the studied community. Even if these tools encountered a large democratization and the development of user-friendly indices measurement packages to ease the access to these tools to the broader range of scientists, it is still technical and time-consuming to produce those maps and extract the desired indices. And it is even more the case for gradient model-based studies which deal with continuous data.

In the field of agronomy, most studies do not directly

deal with landscapes but include some landscape variables as descriptors of production situation which is an unavoidable parameter. However, resources required for full digital mapping are often limited and perceived as a waste of time when landscape is not the main focus of the study. Fortunately, the simple patch matrix model remains suitable for studies of agricultural landscapes. Patches are neatly delimited (field borders) and the important human management limits their inner heterogeneity, so gradient models are not necessary on such landscapes (Lausch et al., 2015). Furthermore, the mapping can be performed at low thematic resolution, *i.e.* using only few land-use types, since some landscape indicators, mainly those focusing on landscape grain, are still reliable at very low resolution (Bailey et al., 2007).

Yet, indices calculation implies to digitalize a map of the studied area. Classical options to save time are to perform automatic classification or to rely on available land-use databases such as the European program CORINE Land Cover (Bossard et al., 2000; Copernicus Programme, 2016) coordinated by the European Environment Agency. But the first implies expertise and can lead to classification errors and for the second, the grain of these resources is often too coarse for studies undertaken at the scale of hectometres or even kilometres. Furthermore, it limits the operator's choice on landscaping elements to be considered in relation to the aim of the study. Similarly, in large scale studies integrating data from various origins whose landscape data are heterogeneous or missing, easy-to-get uniform landscape metrics would be preferred to full digital mapping.

To overcome this issue, we had the idea of a simplified landscape characterization based on aerial photographs and a simple visual description of the main landscape units, as proportion of known surfaces, without precise digital GIS mapping. Inspired by the patterns (or visual aid) used in soil science (Shepherd et al., 2008), plant ecology (percentage of vegetation cover) or even in plant pathology (damage scales) (Nutter et al., 2006; Spolti et al., 2011), we tried to develop an analogous visual aid to improve the accuracy of this simplified method.

To assess the feasibility of such simple visual assessment, three questions were assessed:

- Is simple landscape assessment accurate in comparison to full digitalization using GIS software?

(Q1)

- Is this method robust between observers? (Q2)
- Can it be improved by the use of objective visual aid? (Q3)

2. Material and methods

2.1. Simple visual assessment

The simplified landscape assessment we tested consisted on a simple visual estimation of the proportion of seven land-use types (crops, forests...see §2.2); from printed aerial photographs (1:5,000 scale) over which three concentric buffers, of 126, 333 and 500 m-radius respectively, were drawn. The proportion of each land-use type within each buffer was estimated either without any tool or with the support of black and white 3 scale patterns as visual aid.

Those visual aid supports were designed from forty real 500 m-radius landscape photographs, selected from the available GIS data set (see §2.2), sub-divided into three concentric buffers (126, 333 and 500m-radius respectively), and turned into black and white patterns. For each pattern, percentage of black compared to the total surface was well known. We selected a sub-set of three examples of patterns for coverage of 25%, 50% and 75% of the total surface to provide support for the observer to refer to. For linear elements such as hedges or roads (considered within urban habitat) the patterns used showed examples of 4%, 8% and 12% area covering. For this first attempt to use visual aids in landscape description, we decided to limit the examples of coverage at three levels because the visual aids were already quite heavy for the observer to handle with three example of each of the three buffers at each of the three percentage of coverage (see supplementary materials).

It was unknown whether the description of the concentric areas would be better if those areas were considered as rings (*i.e.* excluding the inner area) or as disc (*i.e.* including the inner area). Consequently, two types of patterns were tested.

2.2. Datasets

This study relies on already published data from the French case study of the EU FP7 Research Project BioBio (Herzog et al., 2012), a very large international evaluation of biodiversity indicators, conducted

between 2009 and 2012 over 11 countries and 12 case studies in Europe (plus three non-European case studies: Tunisia, Ukraine and Uganda).

Approximately 5,000 hectares of agricultural surfaces in south-west of France were digitized very precisely using ArcGIS software (ArcGIS Desktop 10 Service Pack 4). This work was performed on aerial photographs (©IGN - BD Ortho® 2008 and 2010 editions) and completed by exhaustive field investigation. It comprised a quite precise description of the variety of habitats existing on each of the studied farms (including crop species and type of grassland management). In this study, we restricted the focus on seven distinct land-use types: crops, forests, grasslands, hedges, urban areas, wastelands and water areas.

To assess the three questions, distinct datasets were used. The first one consisted on 18 plots selected from BioBio study plots and was used to assess the question of accuracy between GIS and simple description (Q1). The precise proportion of land-use types within 500 m-radius around each plot was extracted from the GIS data set and the visual assessment was performed by a single person who had no knowledge of the fields or GIS data. The observer was asked to describe each land-use type as percentage of the total surface of each buffer. Buffer zones were considered as rings in this assessment. The observer did not have access to any kind of aid support. For this assessment, different landscape metrics were compared: the total proportion of each land-use type (within 500 m-radius area), the ratio of cultivated/semi-natural areas, and a Shannon diversity index indicating land-cover diversity (O'Neill et al., 1988).

$$H = - \sum p_i * \ln p_i$$

Where p_i is the proportion of land-cover type i .

The second dataset was designed for studying both the robustness of the simplified method between observers (Q2) and the potential benefit of developing a visual aid support (Q3). For that, five aerial photographs of contrasted landscapes, on which the three concentric buffers were already drawn, were presented to 20 students mastering in Agronomy but without any peculiar landscape ecology skills and with no knowledge of the fields the pictures were taken from. To quicken the exercise, only five land-cover types were studied: crops, forests, grasslands, hedges and urban areas. Pictures were thus chosen to comprise no wasteland and minimize water areas (absorbed

within adjacent land-use in GIS data). Testers were entrusted with determining visually the percentage of each land-use type's coverage within each buffer. Two runs were performed. For the first one, testers described pictures without any visual aid. For the second one, they had to execute the same exercise, on the same pictures, but with a visual aid in the form of black and white patterns. Half of the testers was asked to consider each concentric buffer as disks and was given the matching visual aid for the second run. The other half considered the concentric buffers as rings and was given the corresponding visual aid.

2.3. Data analysis

We performed a Concordance Correlation Coefficient analysis (CCC or ρ_c ; Lin, 1989) to measure the agreement between surface values estimated visually by testers, with and without visual aid, and the values obtained by digital mapping. This coefficient encompasses both precision and accuracy when Pearson correlation coefficient describes only precision, *i.e.* the closeness of two measurements. Accuracy is independent of precision because the method can lead to exactly the same value at every measurement (high precision) but very far from the expected value (poor accuracy). In our case, precision describes how points on the scatter plot are dispersed or aligned, while accuracy represents the departure from a 45° line through the origin. All these features are presented through the components of the CCC analysis: the bias estimation factor (C_b), the scale shift (v) indicating changes in line slope (departure from 45°) and the location shift (u) indicating changes in line height (departure of the intercept from the origin), are descriptors of accuracy. Pearson correlation coefficients were calculated as descriptors of precision.

This analysis was completed by linear regressions on all testers (discs and rings methods combined). To study the departure from a 45° line through the origin, Student's t-test were conducted on intercept and slope values to evaluate the null hypothesis that they were equal to 0 and 1 respectively .

Statistical analysis was performed using statistical software R 3.1.1 (R Core Team, 2014) and *epiR* package (Stevenson et al., 2016).

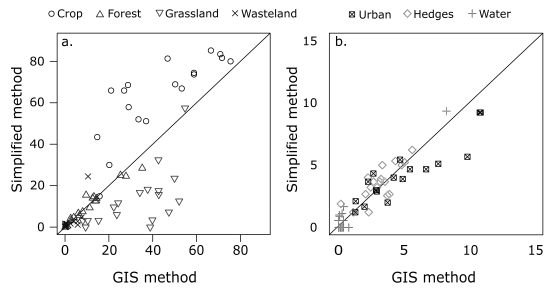


Figure 1: Scatter plots of percentage of each land-use type (a. crop, forest, grassland and wasteland; b. urban area, hedges and water surfaces) whether estimated by GIS precise method or simple visual assessment.

3. Results

3.1. Comparison between simplified and GIS methods

Forest and water surfaces were land-use types that were best described with the simplified method (Table 1), with highest values of Lin's CCC (0.961 and 0.958 respectively) and exhibiting both high accuracy ($C_b = 0.989$ for both) and precision ($r = 0.971$ and 0.969 respectively). In the opposite, grassland, crop and to some extent wasteland, were quite poorly assessed using the simplified method ($\rho_c = 0.315$, 0.511 and 0.659 respectively). Location shifts associated to crop and grassland were both far from zero, indicating a tendency towards over-estimation for crop surfaces ($u = 1.051$) and under-estimation for grassland ($u = -1.382$; Figure 1). As to urban area and hedges, both mostly composed of linear landscape elements, the reproducibility of GIS description using simplified method was rather good (0.836 and 0.768 respectively) and explained by a good accuracy ($C_b = 0.970$) but mediocre precision for hedges ($r = 0.792$) and good precision ($r = 0.943$) but mediocre accuracy for urban area ($C_b = 0.886$). (Figure 1)

Considering together semi-natural habitats in one hand and cultivated areas in the other hand, leads to good reproducibility. For combined forest, wasteland and hedges as semi-natural habitats, the reproducibility became really high ($r = 0.906$; $C_b = 0.997$; $\rho_c = 0.903$). Although crops and grassland were poorly described while taken distinctively, the merging of these two land-use types into cultivated area leads to reasonable reproducibility, accurate but slightly lacking of precision ($r = 0.871$; $C_b = 0.995$; $\rho_c = 0.867$).

The confusion by the observers between crops and grassland with the simplified method was confirmed by

Table 1: Statistical analysis of reproducibility between precise (GIS + field inspection) and simplified landscape measurements, for each land-use type and overall mean. r = accuracy via Pearson correlation coefficient, v = scale shift (slope), u = shift in location (Intercept), ρ_c and CI = Lin's coefficient (accuracy and precision) and its 95% confidence interval.

	r	v	u	C_b	ρ_c	95% CI
Crop	0.795	0.935	1.051	0.643	0.511	-
Forest	0.971	0.867	-0.034	0.989	0.961	-
Wasteland	0.769	1.763	0.074	0.856	0.659	-
Hedges	0.792	1.051	0.243	0.970	0.768	-
Grassland	0.618	0.915	-1.382	0.511	0.315	-
Urban area	0.943	0.665	-0.298	0.886	0.836	-
Water area	0.969	1.155	0.039	0.989	0.958	-
	0.828	0.826	0.000	0.982	0.813	[0.748 ; 0.862]

the analysis of the diversity indexes. When comparing diversity indices obtained from simplified ($H = 1.02 \pm 0.29$) and GIS methods ($H = 1.21 \pm 0.19$), rather middling correlation is achieved ($r = 0.859$; $C_b = 0.711$; $\rho_c = 0.611$). But when taking into account that crop and grassland seem to be indistinguishable on pictures and merging them into a single one ($H = 0.77 \pm 0.20$; $H = 0.75 \pm 0.22$ for simplified and GIS methods respectively), correlations became really high ($r = 0.906$; $C_b = 0.996$; $\rho_c = 0.902$).

3.2. Robustness between observers and the use of visual aid

Overall, each tester had 75 different surfaces to estimate: five land-use types in three separate buffers for five photographs. These surfaces were relatively uniformly distributed (Figure 2). Larger number of 0% -10% for areal and 0% -1% for linear units is explained by the frequent absence of at least one land-use type in the studied areas. Overall, the correlation between values estimated visually or using GIS is good, even without aid and particularly in the case of the description on rings ($\rho_c > 0.8$). No general trend to over- or underestimation is observed and the very little difference between Lin's and Pearson's coefficients (Figure 3c, d) indicates a significant accuracy (C_b Table 2). Furthermore, though precision was the highest for rings without visual aids ($r = \rho_c = 0.865$), accuracy for its part seemed not to be influenced neither by the shape of the study area nor by the use of visual aid (Table 2).

Indeed, the use of patterns as visual aid does not seem to improve the surfaces estimation (white circles, Figure 3). The location shift (intercept) is always very close to zero, but the scale shift for its part, varies greatly and the use of visual aid very anecdotally reduced the distance to 1 (Figure 3a, b). The visual aid even tended to lower precision (Pearson's coefficient)

Table 2: Estimates of components of CCC analysis. r = accuracy via Pearson correlation coefficient, v = scale shift (slope), u = shift in location (Intercept), C_b = accuracy via the bias correction, ρ_c and CI = Lin's coefficient (accuracy and precision) and its 95% confidence interval.

Area shape	Visual aid	r	v	u	C_b	ρ_c	95% CI
Disc	No	0.812	1.069	0.016	0.998	0.810	[0.786 ; 0.832]
Disc	Yes	0.827	1.067	0.016	0.998	0.825	[0.802 ; 0.846]
Ring	No	0.865	0.998	0.012	1.00	0.865	[0.846 ; 0.882]
Ring	Yes	0.812	1.069	0.016	0.998	0.810	[0.827 ; 0.866]

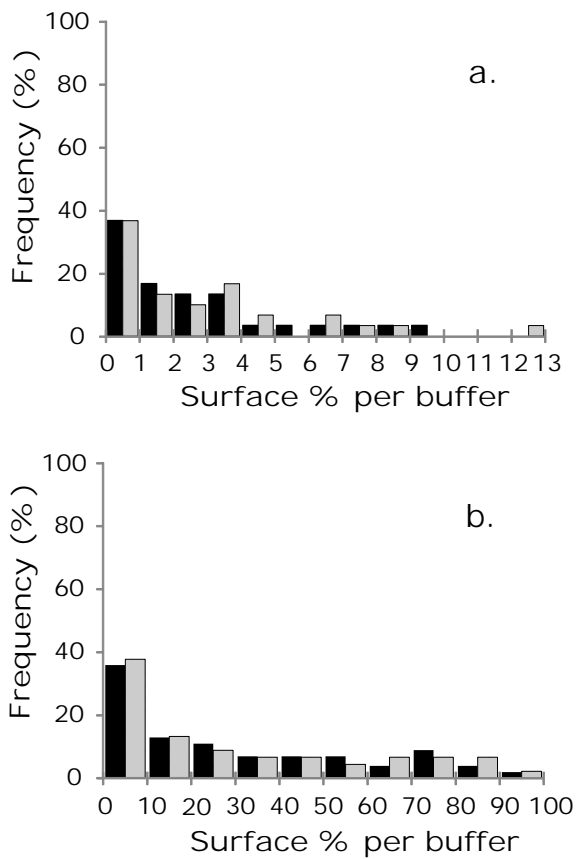


Figure 2: Distribution of real surfaces to be estimated by the testers: for (a) linear and (b) areal units, all radius buffers being mixed. Black bars correspond to surfaces for concentric buffers considered as discs and grey bars for rings.

when the estimation was done on rings (Figure 3c, testers L to V). Furthermore, large variations between testers were found particularly in terms of scale shift (Figure 3a). Scatter plots (Figure 4a, b) and resulting linear models were in the end rather mediocre ($R^2 = 0.69, p \ll 0.01$), mostly driven by the lowest and highest values. Data examination revealed that all intermediate values corresponded to surfaces in crops and grassland. A second regression performed on the same data after merging estimated surfaces of these two land-use types led to a more fitted model (Figure 4c, d; $R^2 = 0.97, p \ll 0.01$) and their exclusion from the analysis led to a significantly improved value of CCC ($\rho_c \geq 0.8$ for almost all testers, Figure 5). However, Student's t-test conducted on linear regressions testing whether the slope (scale shift) and intercept (location shift) were equal to 1 and 0 respectively clearly rejected these equalities (p -values $\ll 0.01$) regardless of the model. In addition, the regression did not allow either to conclude on any improvement by the use of visual aid.

4. Discussion

Overall, our visual assessment showed acceptable correlations with GIS mapping and evaluating land-use surfaces on ring-shaped areas was the most reliable in terms of precision and the most comfortable to do according to testers' feedback. It was quite expected that small surfaces or linear elements would have been the most difficult to estimate but results showed exactly the opposite. Average surfaces were the worst described, especially during the assessment on testers. But those surfaces corresponded mostly to crop and grassland areas and both experiments confirmed that they were mingled by the observers. Results in terms of CCC are indeed significantly improved when these two types of entities are excluded from the analysis and confirmed by testers' feedback.

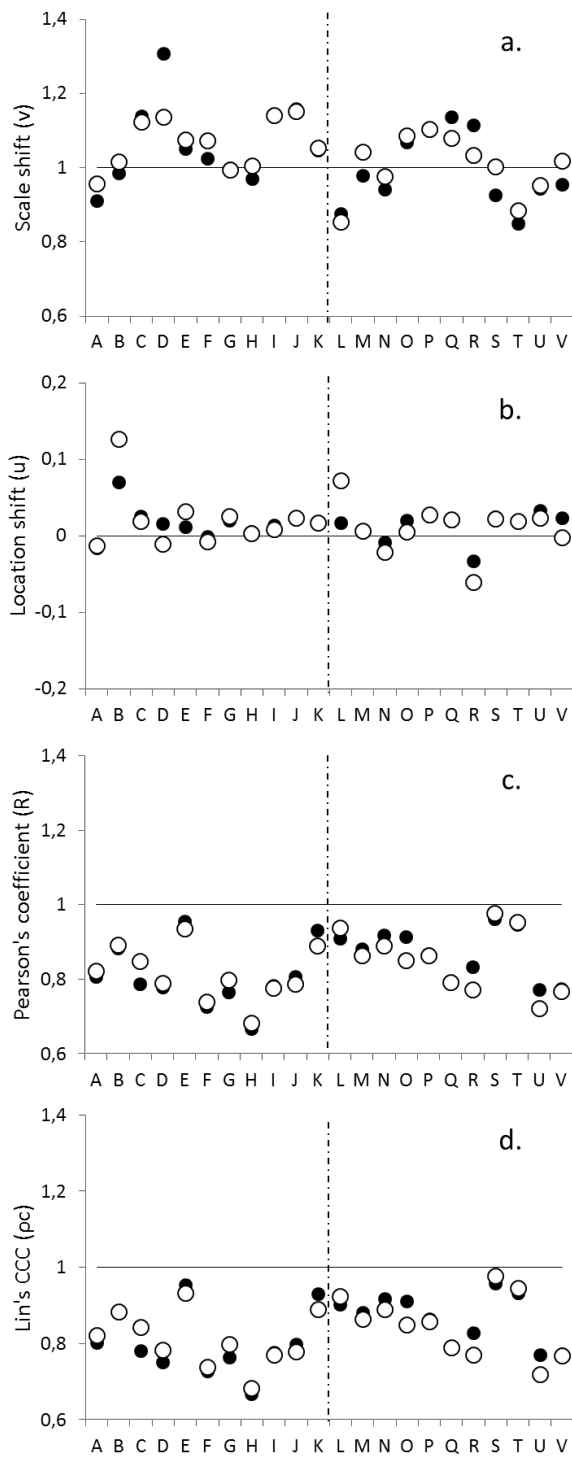


Figure 3: (a) Scale shift, (b) location shift, (c) Pearson's coefficient and (d) Lin's CCC, for the 20 testers (A-V), without visual aid (black circles) and using visual aid (white circles). Testers A to K described percentage of discs for each radius, those from L to V percentage of rings. On each graph, the solid line (1 or 0) represents perfect agreement between estimated and actual values.

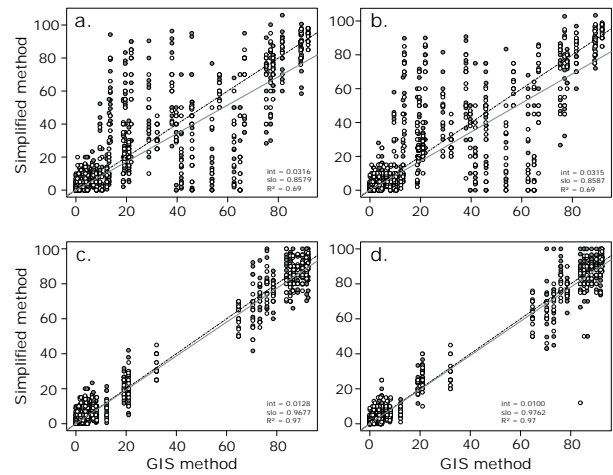


Figure 4: Scatter plots and linear regressions (full line) between actual and estimated surfaces for concentric buffers considered as discs (black circles) or rings (circles) without (a, c) or using (b, d) visual aid. (a) and (b) with the 5 landscape units as identified by the tester; (c) and (d) same scatter plots, respectively, after merging Crop and Grassland categories.

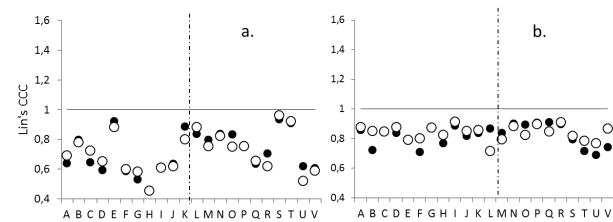


Figure 5: Coefficient of agreement (accuracy and precision) of Lin (1989) for (a) crops and grassland and (b) forests, hedges and urban areas.

This observation highlights the fact that this method must only be used for contrasted land-uses that are easily visually distinguishable on picture. Furthermore, before choosing to use a rapid visual assessment, one must be careful of the date the pictures were taken. Crops and grassland are a very good example for this limitation because they are easier to differentiate in winter, when cultivated areas are mostly bare soil or neat sowing rows of cereals. In this study, we focused on a limited number of land-use types, chosen for their representativeness in the studied area. Other land-use types are likely to be studied using this method, provided they are contrasted enough with other land-use types at the date pictures were taken (*e.g.* orchard, vineyards, sand banks, bare rock...).

Furthermore, getting accurate data before performing indices calculation is a critical point of landscape ecology (Iverson, 2007). It might be obvious that the simple method proposed here might fail to achieve this accuracy requirement. Yet, classification errors are one very classical limitation often alleged against remote sensing as well. Pixel misclassification can indeed lead to great deviation on derived indices and further misinterpretation (Langford et al., 2006; Shao and Wu, 2008). This emphasizes the fact that classical approaches are not free of such limitations. Li and Wu (2004) listed three types of problems in landscape analysis: conceptual flaws in landscape pattern analysis, inherent limitations of landscape indices and improper use of landscape indices. Here, we compared our method to GIS maps and indices, which encompass such inherent errors. However, we found very little variation between the Shannon indices calculated from GIS and from visual assessment. This finding leads to infer that the inherent error of the method stays comparable to the one associated to GIS mapping.

The use of patterns as visual aid did not lead to any improvement in estimation of surfaces covered by each land-use type. Either visual assessment cannot be improved using visual aid or patterns used here were inappropriate. Nevertheless, the visual assessment gave results very similar to what had been obtained by GIS digital mapping even without any visual support. However, considering scatter plots and their corresponding linear models, this method would be more valuable if precision could be improved. Improving patterns might be one solution. Here we used a three levels linear scale (25, 50 and 75%) but adding levels seem to be necessary. Most of the existing visual scale aids use a logarithmic rather than linear scale (see percentage chart of

mottles of the Visual Soil Assessment, Shepherd, 2003). Here, we observed that smaller surfaces were the best described, so logarithmic scale is not appropriate. Instead, we propose a visual aid with progressive imbricated three-level scales. The 25, 50, 75 % scale tested here being a first step. A second then a third scale, depending on the class selected at previous step, should be proposed to refine the estimation $\pm 15\%$ for the second step and $\pm 5\%$ for the last. Such aid support design would allow a rather precise (within 5%) description without overwhelming the assessor with too many pictures on the visual aid.

5. Conclusions

This study was specifically conducted to evaluate the quality of a visual assessment against GIS mapping. Cases presented here are deliberately pushed to the extreme, with observers with no knowledge of the fields the photographs were taken from. However, this visual description technique can only really be useful if paired to a detailed analysis of local factors. Veres et al. (2013) showed that the description of the landscape as proportions of large entities (forests, cultivated grasslands...) lead to misinterpretation in the study of biological control. These units are often too coarse to explain the complexity of the mechanisms involved. The management of these land-use units (being cultivated or semi-natural), their intra-diversity and their dynamics are often more significant parameters than the percentage of surface covered by each coarse land-use type (Molina et al., 2014; Puech et al., 2015; Sarthou et al., 2014). These concerns lead, among others, to the development of the gradient model in landscape ecology, dealing with continuous variables spatialized on maps. This approach is particularly powerful and can also include temporal dynamics. However, these techniques require time and technical skills that are not always available. Nevertheless, the absence of recorded draws in the visual assessment method does not allow the measurement of metrics such as ecotones length, distance from a trapping point to in a given habitat, etc. Therefore, the use of such a method implies an upstream reflection on the landscape indicators that one wants to study and should be restricted to the very few studies that do not need precise insight of landscape parameters responsible for ecological processes, but need easy-to-get indicators of landscape composition for comparative purpose. However, the visual assessment method of the landscape presented here was performed in about 5 minutes per photograph and for a summary description of the landscape (in addition to field surveys for in-

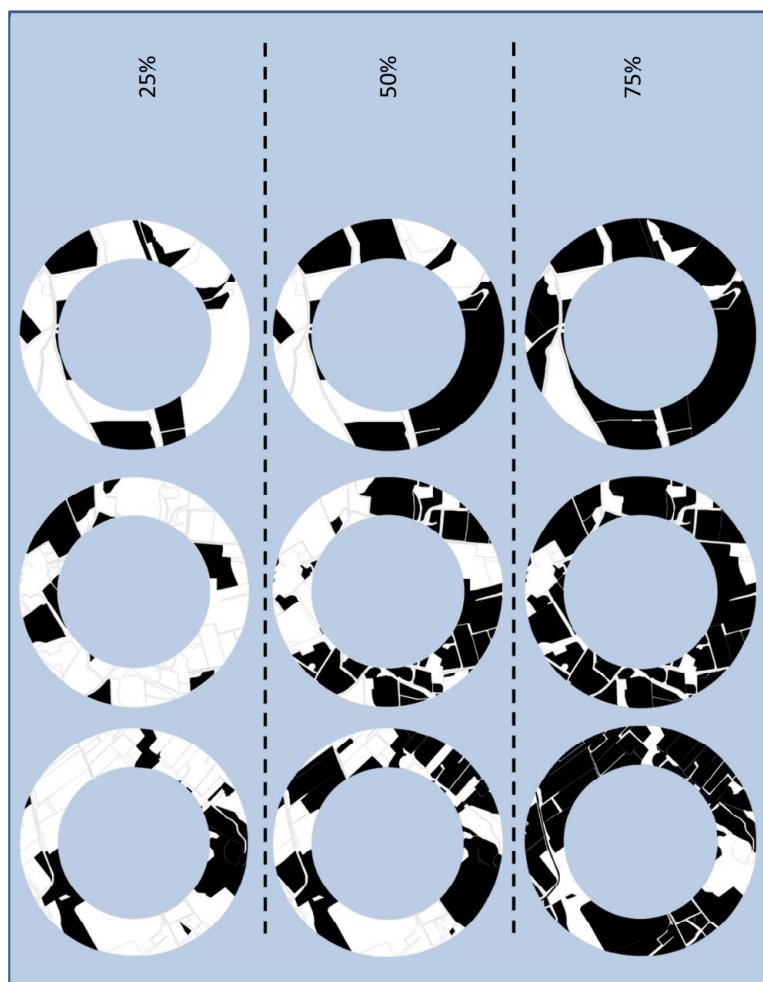
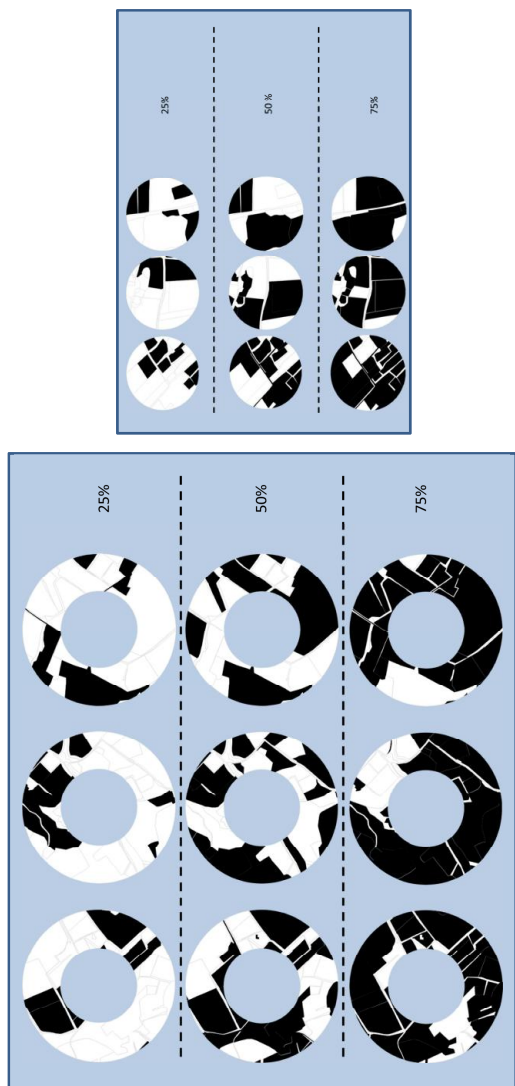
stance), it can allow a very rapid consideration of landscape structure with comparable results that would be obtained by coarse GIS mapping.

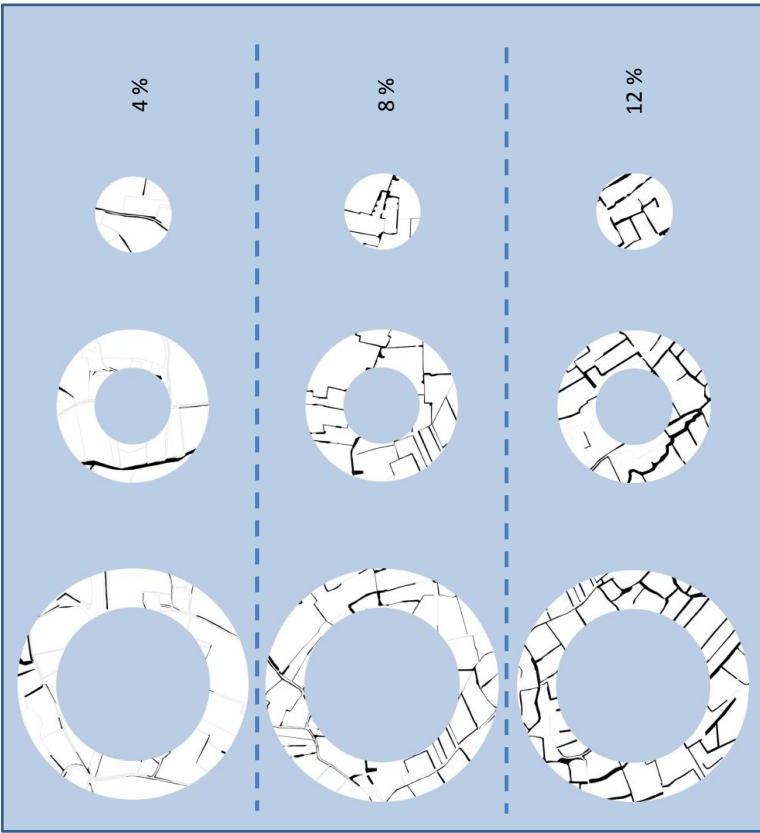
Acknowledgements

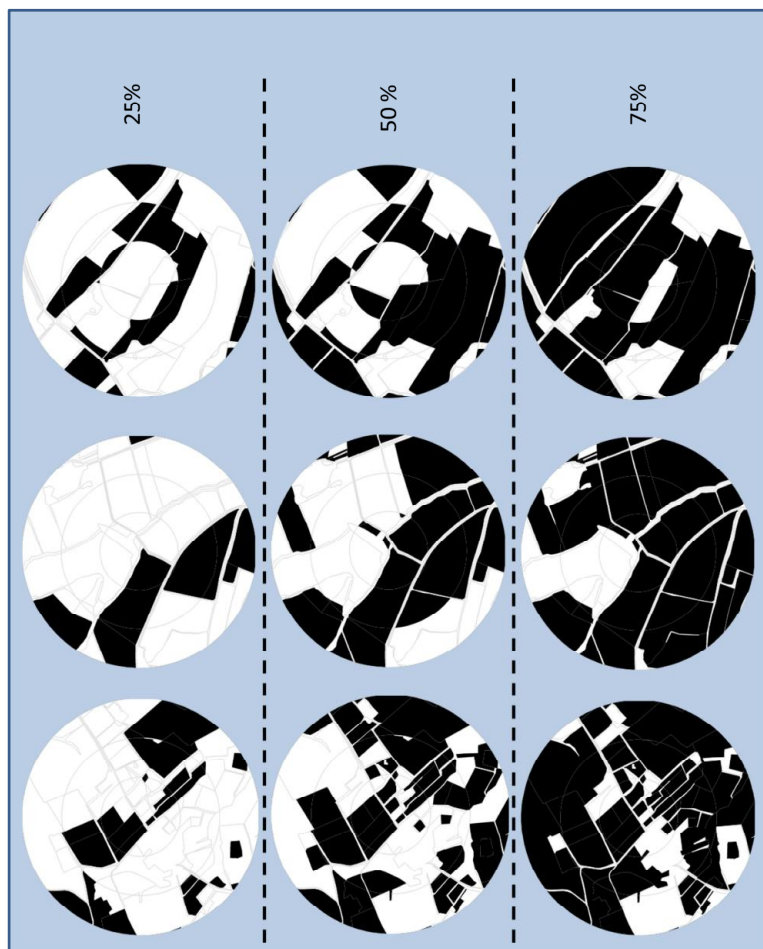
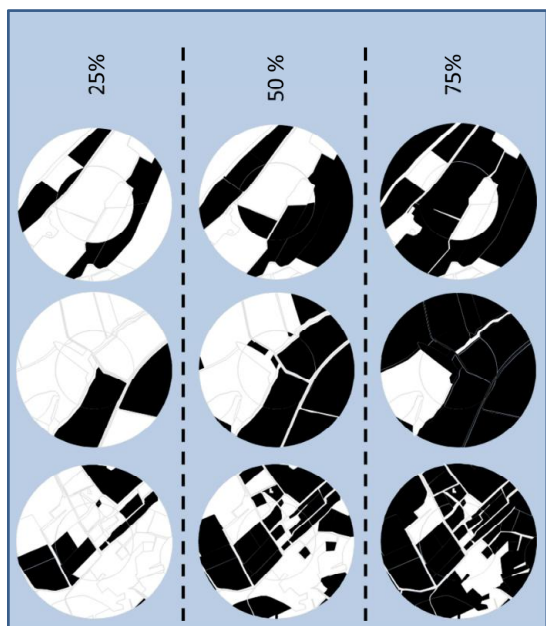
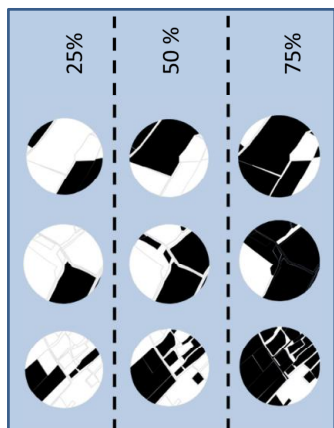
Part of this work has been carried out within the EU FP7 research project “Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems” (BIOBIOKBBE-2008-1-2-01). We wish to thank all the people who worked in the fields for the description of the farms landscapes. The European Union or the European Union Commission cannot be held responsible for results and opinions quoted in the text.

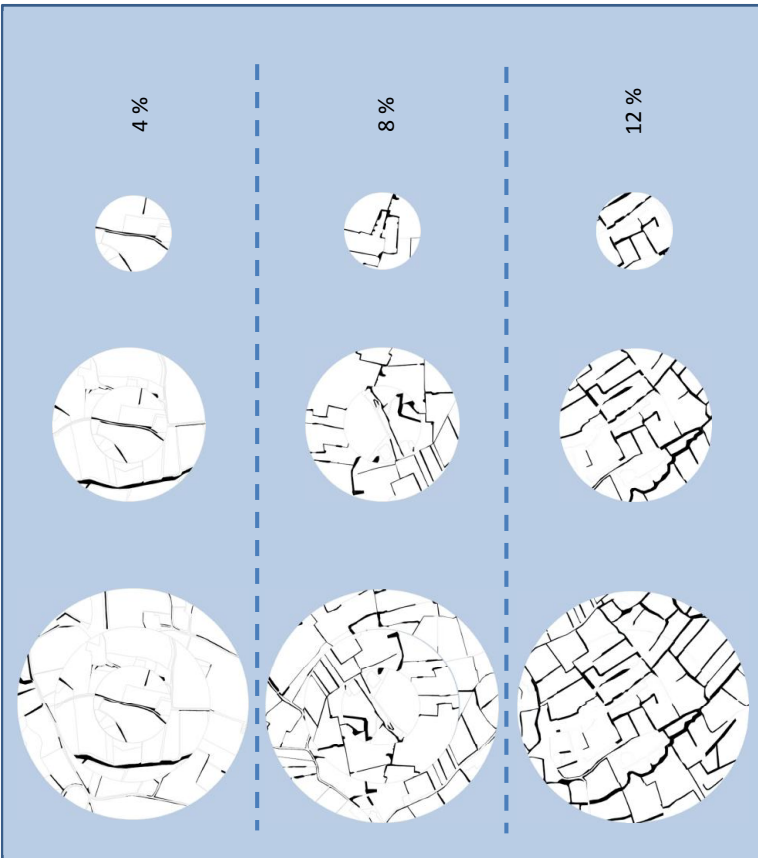
References

- Bailey, D., Herzog, F., Augenstein, I., Aviron, S., Billeter, R., Szerecsits, E., Baudry, J., 2007. Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators* 7, 692–709.
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Technical report, 4, European Environment Agency, Copenhagen.
URL <http://www.eea.europa.eu/>
- Copernicus Programme, 2016. CORINE Land Cover.
URL <http://land.copernicus.eu/>
- Hagen-Zanker, A., 2016. A computational framework for generalized moving windows and its application to landscape pattern analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 44, 205–216.
- Haines-Young, R., Chopping, M., 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20 (4), 418–445.
- Herzog, F., Balázs, K., Dennis, P., Friedel, J. K., Geijzenborffer, I. R., Jeanneret, P., Kainz, M., Pointereau, P., 2012. Biodiversity indicators for European farming systems. A guidebook.
URL <http://www.biobio-indicator.org/>
- Iverson, L. R., 2007. Adequate data of known accuracy are critical to advancing the field of landscape ecology. In: Wu, J., Hobbs, R. J. (Eds.), *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge Studies in Landscape Ecology, pp. 11–38.
- Kupfer, J. A., 2012. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography* 36 (3), 400–420.
- Langford, W. T., Gergel, S. E., Dietterich, T. G., Cohen, W., 2006. Map misclassification can cause large errors in landscape pattern indices: Examples from habitat fragmentation. *Ecosystems* 9 (3), 474–488.
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R. U., Tischendorf, L., Walz, U., 2015. Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling* 295, 31–41.
- Li, H., Wu, J., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19, 389–399.
- Lin, L. I.-K., 1989. A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility. *Biometrics* 45 (1), 255–268.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., 2005. The gradient concept of landscape structure. In: Wiens, J. A., Moss, M. R. (Eds.), *Issues and perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 112–119.
- Molina, G. A., Poggio, S. L., Ghersa, C. M., jul 2014. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 192, 135–143.
- Nutter, F. W., Esker, P. D., Netto, R. A. C., 2006. Disease assessment concepts and the advancements made in improving the accuracy and precision of plant disease data. *European Journal of Plant Pathology* 115 (1), 95–103.
- O’Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1 (3), 153–162.
- Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., Aviron, S., 2015. Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology* 30 (1), 125–140.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing.
URL <http://www.r-project.org/>
- Sarthou, J.-P., Badoz, A., Vaissière, B., Chevallier, A., Rusch, A., 2014. Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 194, 17–28.
- Shao, G., Wu, J., 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology* 23 (5), 505–511.
- Shepherd, T. G., 2003. Assessing soil quality using Visual Soil Assessment. In: Currie, L. D., Hanly, J. A. (Eds.), *Tools for nutrient and pollutant management: Applications to agriculture and environmental quality*. Vol. Occasional. Massey University, Palmerston North, pp. 153–166.
- Shepherd, T. G., Stagnari, F., Pisante, M., Benites, J., 2008. Visual soil assessment. Field guide for annual crops.
- Spolti, P., Schneider, L., Sanhueza, R. M. V., Batzer, J. C., Gleason, M. L., Del Ponte, E. M., 2011. Improving sooty blotch and flyspeck severity estimation on apple fruit with the aid of standard area diagrams. *European Journal of Plant Pathology* 129, 21–29.
- Stevenson, M., Nunes, T., Heuer, C., Marshall, J., Sanchez, J., Thornton, R., Reiczigel, J., Robison-Cox, J., Sebastiani, P., Solymos, P., Yoshida, K., Jones, G., Pirikahu, S., Firestone, S., Kyle, R., 2016. epiR: Tools for the Analysis of Epidemiological Data.
URL <http://cran.r-project.org/package=epiR>
- 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.
- Walz, U., Syrbe, R. U., 2013. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators* 31, 1–5.









RÉSULTATS DES ANALYSES DE SOLS

B

Annexe : Analyses de sol

Ferme	pH eau	C organique	Matières organiques	Argile	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers	USDA_Class
F1	8,36	11,61	20,08	306	363	120	119	93	Clay loam
F2	7,07	14,22	24,6	165	210	134	225	265	Loam
F3	8	12,6	21,79	649	196	65	61	28	Clay
F4	8,32	10,97	18,98	409	311	117	107	56	Silty clay
F5	8,31	9,6	16,61	320	263	98	139	180	Clay loam
F6	7,04	10,46	18,1	407	262	125	122	84	Clay
F7	8,3	13,1	22,67	384	297	74	91	154	Clay loam
F8	8,47	9,04	15,63	332	369	100	95	104	Clay loam
F9	8,31	9,14	15,81	508	285	89	64	53	Clay
F10	8,05	8,52	14,73	311	251	134	167	137	Clay loam
F11	8,2	12,25	21,19	363	232	107	140	158	Clay loam
F12	8,38	9,92	17,15	291	326	117	153	113	Clay loam
F13	8,3	10,43	18,04	313	291	135	153	108	Clay loam
F14	7,7	8,96	15,5	378	284	108	103	126	Clay loam
F15	7,47	8,85	15,31	296	178	138	213	174	Clay loam
F16	8,18	13,02	22,52	484	228	83	115	90	Clay
F17	7,04	8,48	14,68	157	167	125	258	293	Sandy loam
F18	6,3	8,91	15,41	157	207	234	234	169	Loam
F19	6,97	12,96	22,42	135	245	161	173	286	Loam
F20	5,81	8,46	14,64	157	224	135	241	242	Loam
F21	6,48	6,56	11,35	173	212	230	247	137	Loam
F22	8	13,99	24,2	418	246	91	97	148	Clay
F23	8,39	8,82	15,25	324	282	109	134	152	Clay loam
F24	6,46	14,76	25,54	261	229	173	116	222	Loam
F25	8,3	11,52	19,93	321	317	49	85	227	Clay loam
F26	6,47	8,04	13,91	129	162	127	248	335	Sandy loam
F27	8,38	8,47	14,65	309	290	113	133	155	Clay loam
F28	7,99	10,9	18,86	298	252	132	162	155	Clay loam
F29	8,16	4,89	8,45	271	226	141	163	200	Loam
F30	8,09	19,93	34,47	293	214	85	100	309	Clay loam
F31	7,06	9,83	17	313	258	129	141	160	Clay loam
F32	8,36	8,68	15,01	312	263	107	163	155	Clay loam
F33	5,47	8,97	15,52	279	287	228	111	95	Clay loam
F34	8,24	14,04	24,28	309	394	120	94	83	Silty clay loam
F35	8,4	7,76	13,43	332	270	98	135	166	Clay loam
F36	8,26	9,41	16,27	404	300	122	97	78	Silty clay
F37	6,83	7,73	13,37	157	172	148	265	258	Sandy loam
F38	7,11	11,98	20,73	224	269	133	178	196	Loam
F39	8,13	23,37	40,44	274	244	113	132	236	Loam
F40	6,47	34,33	59,38	281	332	127	76	185	Clay loam
F41	6,8	7,7	13,33	248	232	232	167	121	Loam
F42	6,97	17,37	30,05	191	220	148	202	240	Loam
F43	7,23	9,63	16,66	298	263	136	138	165	Clay loam
F44	8,11	11,22	19,4	508	185	110	115	82	Clay
F45	6,22	10,61	18,35	171	301	169	186	173	Loam
F46	5,85	9,9	17,12	234	158	194	216	197	Loam
F47	8,33	13,4	23,19	415	244	57	90	195	Clay
F48	8,26	11,96	20,68	288	262	101	147	202	Clay loam
F49	6,01	10,56	18,27	151	179	141	324	205	Sandy loam
F50	7,05	15,88	27,47	162	226	193	274	145	Loam
F51	7,09	8,53	14,76	328	264	174	124	109	Clay loam
F52	8,16	13,21	22,85	541	242	56	92	69	Clay

MÉTHODES DE CALCUL DES INDICATEURS

C

- **CEN : Energie consommée**

Cet indicateur provient du diagnostic MASC fonctionnant sur Dexi, et du logiciel INDIGO. Il reflète la consommation brute en énergie fossile, associée à la conduite d'un système de culture. Son calcul repose sur l'évaluation d'énergie directe due aux machines, et sur l'énergie indirecte qui entre dans la production d'intrants (engrais et produits phytosanitaires).

$$CEN (MJ/ha) = EMACH + EPHY + EFERT$$

Avec

EMACH: Energie directe dépensée pour les interventions au champ (MJ/ha)

EPHY : Energie indirecte produite par l'utilisation de produits phytosanitaires (MJ/ha)

EFERT : Energie indirecte produite par l'utilisation de fertilisants chimiques (MJ/ha)

- **EMACH : Energie directe dépensée par les interventions au champ**

L'estimation de la consommation d'énergie dépensée par les interventions au champ est inspirée de la méthode proposée par INDIGO, en simplifié. Elle tient compte uniquement de la quantité de fioul consommée par hectare, estimée « à dire d'expert », l'agriculteur étant considéré comme expert de son système. Si l'agriculteur ne connaît pas cette donnée, celle-ci est estimée via un tableau de référence de l'ADEME des travaux réalisés par les tiers pour les tiers.

$$EMACH (MJ/ha) = \sum_{ij} Cd \times Qf_{ij}$$

Avec

Cd : Coefficient de conversion des quantités d'énergie non renouvelable (essence, gazoil, gaz naturel, fioul,...) issu du référentiel de logiciel Dia'terre

Qf : quantité de fioul consommée par hectare

- **EFERT : Energie indirecte dépensée par l'utilisation de fertilisants de synthèse**

L'indicateur EFERT est tiré du logiciel INDIGO qui permet de calculer l'énergie indirecte entrant dans la production des fertilisants de synthèse. Elle dépend de la quantité de produit épandue, mais aussi du type de produit. L'estimation de la consommation d'énergie par les fertilisants est calculée à l'aide de coefficients énergétiques tirés de Mudahar et Hignett, 1987, datés de 1983, réactualisés comme recommandé par Bonny, 1993.

$$EFERT (MJ/ha) = 0.70 [(Coefficients Mudahar et Hignett) + E_{ff}]$$

Avec

E_{ff} : Energie utilisée pour la formulation et transport qui résulte de la pondération des valeurs pour N, P et K par les teneurs respectives en N, P, K

- **EPHY : Energie indirecte dépensée par l'utilisation de produits phytosanitaires**

L'indicateur EPHY est tiré du logiciel INDIGO qui permet de calculer l'énergie indirecte entrant dans la production des intrants. Cette énergie est obtenue en multipliant la quantité de matière active dans les produits appliqués par un coefficient. Ainsi, la valeur de EPHY n'est pas directement corrélée à la quantité de produit utilisé, mais également à l'énergie indirecte dépensée pour le transport et la fabrication de la matière active du produit. Les coefficients sont basés sur des valeurs proposées par certains auteurs. Pour certaines matières actives les coefficients ont été extrapolés aux matières actives de la même famille. En l'absence de données pour la même famille, ce sont les coefficients moyens de tous les produits de même type qui ont été sélectionnés (moyennes insecticides = 310 MJ/kg, herbicides = 272 MJ/kg, fongicides = 214 MJ/kg).

$$EPHY(MJ/ha) = \sum_{ij} Q_{ij} (g/ha) \times Coefficient$$

Avec

Q_i : quantité de matière active *i* dans le produit *j*

Coefficient : coefficient permettant de connaître l'énergie indirecte dépensée pour la fabrication du produit *j*, contenant la matière active *i*.

- **EP : Energie produite**

$$EP (MJ/ha) = Biomasse sèche récoltée (kg) \times Coefficient énergétique \times 100$$

- **EEN : Efficacité énergétique**

Issu de l'outil MASC, l'efficacité énergétique (EEN) est le rapport entre l'énergie produite par les végétaux via leur biomasse et l'énergie consommée par les diverses interventions sur le système de culture.

$$EEN(MJ/ha) = \frac{\sum_i (EP_i / CEN_i)}{n}$$

Avec :

EP_i : énergie produite l'année *i* en MJ/ha/an

CEN_i : énergie consommée l'année *i* en MJ/ha/an

n : durée de la rotation en années

- **PROFCUM : Profondeur cumulée**

$$PROFCUM(cm) = \sum \text{profondeurs pour toutes les opérations perturbant le sol au delà de 1cm.}$$

Remarque : pour les opérations de labour, la profondeur de travail est multipliée par deux ; pour l'utilisation de la herse rotative, la profondeur de travail est multipliée par trois.

- **NBOP : Nombre d'opérations culturales**

$$NBOP (\text{sans unité}) = \sum \text{Opérations culturales}$$

- **IFT : Indice Fréquence de Traitement**

$$IFT = \frac{\text{Dose appliquée} \times \text{superficie traitée}}{\text{Dose homologuée} \times \text{superficie totale de la parcelle}}$$

- **IFTH : Indice de Fréquence de Traitement Herbicide**

$$IFTH = \sum IFT \text{ herbicides}$$

- **NMINTOT : Azote minéral total apporté sur la parcelle par hectare**

$$NMINTOT (kg N/ha) = \sum \text{Quantités d'azote minéral apportés pour culture}$$

- **NMINMAX : Azote minéral maximal apporté en une fois sur la parcelle par hectare**

$$NMINMAX (kg N/ha) = \max[\text{Quantités d'azote minérale épandue pour la culture}]$$

- **NORGTOT : Azote organique total apporté sur la parcelle par hectare**

$$NORGTOT (kg N/ha) = \sum \text{Quantités d'azote organique épandues pour la culture}$$

- **DFCA : Diversité des espèces cultivées au sein de l'assolement**

$$DFCA(\text{sans unité}) = \frac{1}{\sum_i (p_i^2)}$$

$$\text{Avec } p_i(\text{sans unité}) = \frac{n_i}{N}$$

n_i = nombre de cultures appartenant à la famille i

N = nombre d'espèces cultivées dans l'assolement

Remarque : il s'agit d'un indice de diversité de Simpson

- **DG : Diversité génétique**

$$DG(\text{sans unité}) = \frac{N}{SAU}$$

Avec N = Nombre de variétés utilisées dans l'assolement

- **DR : Durée de la rotation**

$$DR = \text{Durée moyenne de la rotation (en années)}$$

- **LEGUM**

$$LEGUM (\%) = \frac{\text{Surface occupée par des légumineuses}}{SAU} \times 100$$

- **CI**

$$LEGUM (\%) = \frac{\text{Surface occupée par des cultures intermédiaires}}{SAU} \times 100$$

- **DIVHSN : Diversité des habitats semi-naturels**

Issu de l'indice de Shannon-Wiener, DIVHSN indique la diversité des habitats semi naturels ainsi que leur répartition au sein de l'exploitation. Les habitats semis naturels ou infrastructures agroécologiques (IAE) peuvent aussi être classées en fonction de leur composition. Nous avons ainsi considéré 5 groupes :

- Les IAE arborées (haies, alignements, arbres épars, agroforesterie, prés-vergers, lisières de bois).
- Les IAE herbacées (prairies, prés-vergers, bandes enherbées).
- Les IAE cultures (jachères fleuries, jachères apicoles).
- Les IAE lithiques (murets de pierre, terrasses, clapiers ...).
- Les IAE en eau (mares, fossé, étangs piscicoles)

$$DIVHSN = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i$$

Avec :

$$p_i(\text{sans unité}) = \frac{n_i}{N}$$

n_i = surface d'habitats semi-naturels de type i

N = surface totale d'habitats semi-naturels

- **SD : Proportion de la surface en semis direct permanent**

Cet indicateur permet d'évaluer la proportion de la surface cultivée en semis direct permanent depuis plus de 2 ans par rapport à la surface totale de l'exploitation. Cet indicateur permet donc de différencier les effets de ces pratiques sur le moyen terme par rapport à des pratiques de semis direct plus ponctuelles, qui n'influenceront pas forcément les agroécosystèmes de la même manière.

$$SD (\%) = \frac{\text{Surface en semis direct permanent depuis plus de 2 ans}}{SAU} \times 100$$

- **IMPL : Implication sociale**

Cet indicateur est tiré d'un indicateur d'IDEA (Indicateurs de Durabilité de l'Exploitation Agricole) et permet d'évaluer l'implication sociale de l'agriculteur dans des structures associatives et/ou électives non professionnelles.

- Implication dans structures associatives et/ou électives, par association : 2 (limité à 3 structures dont une professionnelle)

- Responsabilité dans une structure associative : 2

- Ouverture de l'exploitation à la vente directe ou à la dégustation : 2

- Habitation très éloignée du siège de l'exploitation : -1

Indicateur noté sur 10

- **WCOL : Travail collectif**

Cet indicateur est tiré d'un indicateur d'IDEA, et permet d'évaluer la part de travail en collectif au sein de l'exploitation, notamment par la mise en commun des équipements et des services (CUMA, GIE...), où à la participation à des banques de travail, le recours à l'entraide l'appartenance à des groupements d'employeurs, des services de remplacement et un travail en réseau (CIVAM, GDA...).

- Mise en commun des équipements et des services : 1

- Banque de travail, entraide, service de remplacement (plus de 10 j/an) : 1

- Groupement d'employeurs : 1

- Travail en réseau : 3

Indicateur noté sur 6

- **INTENSW : Intensité du travail**

Cet indicateur est tiré de la méthode IDEA.

$$INTENSW(\text{sans unité}) = 52 - N$$

Avec N = nombre de semaines où l'agriculteur/-trice se sent surchargé(e).

- **QLV : qualité de vie**

La qualité de vie dépasse les finalités économiques de l'exploitation agricole et s'inscrit dans la durabilité sociale des systèmes agricoles. Cet indicateur, tiré de la méthode IDEA permet d'évaluer à dire d'acteur la satisfaction des agriculteurs vis-à-vis de leur travail par une auto-estimation de 0 (très mauvaise) à 6 (très bonne).

CHAPITRE II.1. SUPPLEMENTARY
MATERIALS

D

Farm	Aphid_Ab	Hoverfly_Ab	Hov_pred	TDCUM	NBOP	Last_plow	Last_Tillage
F1	2389,37	4,72	29,66	0	2	7	1
F2	70,09	0	0	28	5	0	0
F3	45,03	0	0	0	3	4	0
F4	5236,27	2,15	6,15	54	10	5	0
F5	170,17	0	0	33	7	5	0
F6	1311,35	2,15	24,56	48	4	0	0
F7	189,92	2,58	100	10	5	20	0
F8	1550,91	2,15	20,77	50	9	1	0
F9	1988,26	0,86	6,48	16	3	15	0
F10	3891,1	1,72	6,62	70	6	2	0
F11	2339,12	1,72	11,02	62,5	6	1	0
F12	2747,2	1,29	7,04	3	6	2	0
F13	1308,42	1,29	14,77	25	3	5	0
F14	279,09	1,29	69,25	65,5	4	0	0
F15	505,09	0	0	0	7	24	14
F16	116,02	0	0	87	10	5	0
F17	408,82	0	0	32	7	0	0
F18	2105,7	2,15	15,3	0	8	15	7
F19	105,94	0,43	60,81	47	9	4	0
F20	23,02	0	0	0	7	20	2
F21	1347,59	0,86	9,56	45	7	0	0
F22	918,43	0,86	14,03	23	5	2	0
F23	13105,46	4,72	5,41	36	10	7	0
F24	128,44	0	0	64	8	0	0
F25	446,12	0,43	14,44	0	5 NA	NA	
F26	97,47	0	0	0	8	5	3
F27	4082,88	2,15	7,89	25	9	14	0
F28	1754,49	0,43	3,67	32	7	2	0
F29	1405,44	3,44	36,67	8	9	7	0
F30	39,73	0,86	100	5	7	4	1
F31	1167,63	1,29	16,55	0	9	16	2
F32	5275,47	12,46	35,41	0	15	15	7
F33	327,79	1,29	58,96	8	10	12	0
F34	4697,99	0,86	2,74	0	12	20	12
F35	1743,81	0	0	0	10	15	7
F36	17856,22	1,29	1,08	7	10	3	0
F37	103	0,43	62,55	51	6	0	0
F38	82,01	0	0	0	9	4	2
F39	510,24	1,72	50,51	0	7	10	1
F40	159,37	0	0	85	4	0	0
F41	3520,07	0,43	1,83	33	15	2	0
F42	355,41	1,29	54,38	80	7	0	0
F43	957,72	2,15	33,63	0	6	20	7
F44	371,86	0	0	32	10	0	0
F45	4942,29	2,58	7,82	0	6	13	13
F46	2192,89	0,43	2,94	0	10	5	1
F47	474,16	0	0	5	4	10	0
F48	1215,52	0	0	0	9	6	1
F49	172,31	0	0	25	9	1	0
F50	79,28	0	0	45	8	0	0
F51	3610,63	3,01	12,49	0	8	6	7
F52	91,74	0,43	70,22	14	10	4	0

Farm	Tillage	TFI	TFI-H	NminTOT	Organic	IC	CropDiv	GenDiv
F1	RT		0	0	0 Org	R	4,0076	0,3123
F2	P		0	0	0 Org	B	2	0,1347
F3	RT		0	0	0 Org	R	1,8615	0,0578
F4	RT		0	0	0 Org	B	1,8	0,0667
F5	RT		0	0	0 Org	B	3	0,1189
F6	P		0	0	0 Org	R	2	0,1816
F7	RT		0	0	0 Org	R	2,6557	0,186
F8	P		0	0	0 Org	R	2,6667	0,1132
F9	RT		0	0	0 Org	NA	3,8136	0,1619
F10	P		0	0	0 Org	B	2,6667	0,0288
F11	P		0	0	0 Org	B	3,125	0,1182
F12	NA		0	0	0 Org	R	3,24	0,3077
F13	RT		0	0	0 Org	R	2,2456	0,2976
F14	P		2	2	0 Conv	B	1,6897	0,0928
F15	DS		1,69	1,07	148,5 Conv	R	2,4615	0,0565
F16	RT		0,69	0,69	100,5 Conv	B	1,96	0,0963
F17	P		1,83	1,17	0 Conv	B	1	0,0773
F18	DS		1,67	1,67	150 Conv	R	2,2533	0,1333
F19	RT		1,9	1,5	24 Conv	R	2,9091	0,1
F20	RT		1,25	1,25	120 Conv	C	2,283	0,0625
F21	P		2	1	130 Conv	B	2,1739	0,1209
F22	P		1	1	0 Conv	R	1	0,0462
F23	RT		1,46	1,46	170 Conv	R	3,2667	0,0759
F24	P		1,31	0,98	85,05 Conv	R	1,4235	0,1467
F25	DS		0,8	0,8	119 Conv	R	2,9412	0,1042
F26	DS		0,83	0,83	80 Conv	R	2,3226	0,1275
F27	RT		1,96	1,96	207 Conv	R	2	0,1
F28	P		1,05	1,05	80 Conv	B	2,0508	0,0872
F29	RT		3,25	1,2	161 Conv	R	2,7931	0,1224
F30	RT		1,05	1,05	120 Conv	NA	5	0,125
F31	RT		2,17	0,17	195 Conv	R	1,9231	0,065
F32	DS		4,62	2,67	110 Conv	C	2,6316	0,1986
F33	RT		2,72	2,22	242 Conv	B	2,5789	0,0573
F34	DS		3,03	2,03	235 Conv	B	2	0,1066
F35	DS		3,16	3,16	215,5 Conv	R	2,7778	0,0739
F36	RT		1,75	0,75	200 Conv	B	3,2	0,0933
F37	P		2,22	2,22	0 Conv	R	2,5789	0,1373
F38	RT		2,14	2,14	120 Conv	R	2,3143	0,0783
F39	RT		2,85	2,85	54 Conv	C	1,8	0,1064
F40	P		0	0	40 Conv	B	1,8148	0,0817
F41	P		4,76	2,53	218 Conv	B	3	0,0458
F42	P		2,64	1,64	100 Conv	B	2,7778	0,126
F43	DS		1,63	1,63	86 Conv	B	3	0,057
F44	P		2,38	2,38	138 Conv	B	3	0,2909
F45	DS		1,63	1,63	184 Conv	B	2,381	0,1016
F46	RT		2,24	1,39	208 Conv	R	2,0508	0,089
F47	RT		0	0	0 Org	B	3	0,05
F48	RT		3,7	2	124 Conv	C	3,7674	0,3889
F49	P		1,48	1	78,6 Conv	R	1,3243	0,4091
F50	P		4	3	0 Conv	R	2,5714	0,4138
F51	DS		1,74	1,74	219 Conv	R	2,6667	0,1
F52	RT		2,37	1,57	163 Conv	B	1,96	0,3417

Farm	Rotation	Legum_surf	SNHDiv	IC_surf	DS_surf	Sector	For	Cult
F1	6,5	59,79	2,87	94,61		100 West	13,11	76,33
F2	0	22,71	0,89	0		0 East	30,33	55,56
F3	4	66,83	1,94	7,88		76 East	8,22	73,67
F4	3	67,67	2,9	20,67		0 West	12,67	80,89
F5	3	32,91	2,26	10,92		0 West	4,78	80,67
F6	5	30,87	1,63	0		0 West	16,56	66,78
F7	6	47,67	2,33	20,08		20,66 East	17,22	61
F8	3,5	30,22	2,15	0		0 West	9,11	31
F9	6	0	2,77	33,35		0 West	4,78	90,56
F10	4	0	2,19	0		0 West	6,33	84
F11	4	24,55	2,15	4,55		0 West	15,78	71,11
F12	5	32,54	2,36	10,81		0 West	5,33	84,78
F13	4,5	44,39	2,03	19,83		0 West	3,44	83,33
F14	2,5	21,39	0,81	0		0 West	16	71,44
F15	6	47,46	1,62	100		100 West	3,33	49,89
F16	3	26,05	1,65	6,33		0 East	0	59,44
F17	3	4,59	0,98	0		0 East	11,33	62,33
F18	6	55,49	1,59	34,21		100 East	3,89	65,67
F19	5	1,87	0,75	0		0 East	23,11	61,22
F20	5	21,92	1,17	10,83		100 East	7,11	75,56
F21	5	31,84	0	31,58		0 East	4,67	45,44
F22	3	0	1,81	0		0 West	16,67	67,67
F23	5	2,76	0	2,76		0 West	3,22	82,11
F24	4	5,94	1,89	15,33		0 East	18,56	69,89
F25	4,5	39,53	2,28	36,3		100 East	10,89	72,56
F26	4	17,65	0,79	17,65		100 East	7,22	73,11
F27	2	0	2,16	0		0 West	2	87,78
F28	5	9,08	0,87	0		0 West	6,56	77
F29	2	40,24	2,02	27,71		26 West	3	82,78
F30	2,5	30	1,97	0		60 East	12,56	66,06
F31	5	54,82	2,08	18,2		58 West	21,78	64,33
F32	4,5	32,32	2,1	23,34		100 West	0,56	91,89
F33	3,3	2,03	2,3	0		70 West	47,11	42,67
F34	3	76,36	2,19	60,76		100 West	16,67	71,22
F35	3	70,44	1,66	51,72		5,7 West	6,33	87,78
F36	3	3,87	2,34	0		3,9 West	3,33	82,78
F37	4,5	23,04	1,59	0		0 East	10,11	78,78
F38	5	14,21	1,31	17,09		100 East	23,56	60,11
F39	4	34,26	1,44	0		0 East	9,78	70,33
F40	5	8,15	0,74	0		0 East	27,89	63,67
F41	2,5	0	2,13	0		0 West	13	70,11
F42	4	12,94	1,65	0		0 East	4,44	75,67
F43	6	51,74	1,07	29,91		100 West	5,44	86,44
F44	2	0	2,55	0		0 East	5,22	75,22
F45	3	61,97	2,03	82,34		100 West	21,67	69,67
F46	4,5	79,66	2,72	52,7		0,58 East	17,89	68,28
F47	8	96,67	1,87	0		0 East	8	77,33
F48	5	35,74	1,09	35,78		0 East	15,89	63,89
F49	2,5	17,91	1,09	0		0 East	4,22	81
F50	3	34,48	1,88	0		0 East	11	76,11
F51	4	2,5	2,12	20		100 West	18,78	61,78
F52	2	25,75	0,12	0		34,17 East	10,11	77,22

Farm	Waste	Artif	Hedg	water	Clay	
F1	2,78	3,44	3,78	0,56		306
F2	4,11	6,11	3,33	0,56		165
F3	2,44	8,33	6,67	0,67		649
F4	0	3,22	2,56	0,67		409
F5	2,67	4,56	7,33	0		320
F6	6,22	4,44	6	0		407
F7	7,67	8,33	3,78	2		384
F8	4,67	51,11	1,89	2,22		332
F9	0	2,33	2	0,33		508
F10	0,56	4,89	3,11	1,11		311
F11	2,89	5,22	5	0		363
F12	0,56	5,89	3,44	0		291
F13	0,78	7,44	4,44	0,56		313
F14	3,78	5	3,78	0		378
F15	4,33	30,56	6,78	5,11		296
F16	16,22	21,22	3,11	0		484
F17	2,33	12,67	6,22	5,11		157
F18	11,33	14,44	3,56	1,11		157
F19	5,22	6,22	4,22	0		135
F20	2,22	10,33	3,44	1,33		157
F21	3,22	38,44	2,44	5,78		173
F22	5,44	4,67	5,56	0		418
F23	0	9	4,22	1,44		324
F24	5	3,44	2,11	1		261
F25	4,67	8,44	2,56	0,89		321
F26	1,67	5,44	4,22	8,33		129
F27	0,33	6,44	2,89	0,56		309
F28	5,44	4,22	6,78	0		298
F29	2,44	4	5,78	2		271
F30	5	10,44	5,67	0,28		293
F31	2,11	3,67	4,78	3,33		313
F32	0	4,33	3,22	0		312
F33	1,11	5,44	1,56	2,11		279
F34	0,67	6,44	2,33	2,67		309
F35	0	3,22	2,11	0,56		332
F36	0	9	4	0,89		404
F37	1,56	3,78	5,78	0		157
F38	1,78	4,89	1,78	7,89		224
F39	6,78	7,44	5,67	0		274
F40	2	3,78	1	1,67		281
F41	0,33	11,56	5	0		248
F42	1,11	11,11	7,67	0		191
F43	1,67	2,78	3,67	0		298
F44	1,56	11,78	5,67	0,56		508
F45	1,11	4,44	3,11	0		171
F46	3,33	7,33	2,56	0,61		234
F47	4,22	9,11	1	0,33		415
F48	6,78	7,56	5,56	0,33		288
F49	1,22	9,33	2,33	1,89		151
F50	2,22	8,44	2,22	0		162
F51	0,56	15,89	2,44	0,56		328
F52	1,22	7	1,78	2,67		541

S2. Full results of the conditional random forest for aphids, hoverflies and predation rate in each sector

Aph TOTAL

Var	Imp
Rotation	-9224,01081
IC	-9161,74755
TDCUM	-7326,59091
water	-7293,47582
Last_plow	-6490,17882
DS_surf	-5602,98009
TFI.H	-5009,88907
Organic	-3336,14833
Coord.MFA.Dim2	-3186,32021
Coord.MFA.Dim3	-3046,53684
TFI	-1656,2106
Hedg	-557,822389
Last_Tillage	290,284757
GenDiv	653,71566
Artif	837,471431
Coord.MFA.Dim1	6061,39227
Tillage	7037,96943
IC_surf	7300,34689
Legum_surf	18396,9816
CropDiv	22948,9891
For	70545,4196
SNHDiv	117118,783
NBOP	224482,446
Cult	267574,267
NminTOT	368024,839
Waste	758603,118
Sector	803409,404

Aph West

Var	Imp
SNHDiv	-125387,731
Rotation	-41900,2749
IC	-41339,2709
TFI.H	-29275,1387
TDCUM	-26522,5846
IC_surf	-21080,6242
Last_plow	-18657,6663
Last_Tillage	-18317,876
water	-15432,2227
Hedg	-14741,3232
DS_surf	-12917,2785
Tillage	-12794,3363
Coord.MFA.Dim1	-8764,96656
GenDiv	-1515,38452
TFI	419,857822
Organic	3838,98188
Coord.MFA.Dim3	8640,61105
Artif	21307,2685
Legum_surf	25005,9512
CropDiv	29833,9585
For	93468,7804
Coord.MFA.Dim2	93775,3574
Cult	151418,81
NminTOT	239927,764
NBOP	658471,784
Waste	1103514,83

Aph East

Var	Imp
SNHDiv	-1793,97665
DS_surf	-1536,3219
NBOP	-1108,51477
Tillage	-983,652249
IC	-923,188674
For	-874,525305
GenDiv	-611,478409
Coord.MFA.Dim3	-466,475513
Coord.MFA.Dim2	-416,096732
Last_plow	-389,847139
water	-338,936768
Hedg	-153,743486
CropDiv	-18,6773499
TFI.H	-14,0634867
Cult	87,3644291
TFI	858,040773
Artif	1117,88766
TDCUM	1123,81085
Rotation	1381,24141
Waste	1950,02977
Coord.MFA.Dim1	4625,62639
Last_Tillage	5071,18604
Legum_surf	12443,2827
NminTOT	14848,608
IC_surf	32937,3294

Hov TOTAL

Var	Imp
Coord.MFA.Dim2	-0,01721947
NBOP	-0,01318799
TFI	-0,01227071
GenDiv	-0,00655429
TFI.H	-0,00586423
Coord.MFA.Dim3	-0,00490685
NminTOT	-0,0037903
Last_Tillage	-0,0033447
Rotation	-0,00281027
Organic	-0,00192968
water	-0,00125413
Legum_surf	-0,00083946
TDCUM	-0,00069492
Artif	-0,00040824
DS_surf	-2,90E-05
Hedg	7,23E-05
IC	0,00131818
Tillage	0,00248455
For	0,00434343
Coord.MFA.Dim1	0,00515666
Waste	0,00721882
CropDiv	0,01465184
IC_surf	0,01541313
Cult	0,01979845
Last_plow	0,02938347
SNHDiv	0,03018863
Aphid_Ab_sqm	0,19905877
Sector	0,22105201

Hov West

Var	Imp
TFI	-0,04592269
Coord.MFA.Dim2	-0,02498952
NBOP	-0,02462697
Coord.MFA.Dim1	-0,01798869
Last_plow	-0,01378601
Last_Tillage	-0,0123382
Tillage	-0,01219526
TFI.H	-0,01086742
water	-0,00925684
Cult	-0,00844645
CropDiv	-0,00831963
Legum_surf	-0,00559425
For	-0,00543033
TDCUM	-0,00385179
Organic	-0,00286088
NminTOT	-0,00068866
Rotation	-0,0005322
Artif	-0,0003365
Waste	0,00151334
SNHDiv	0,00260715
IC_surf	0,00533139
Hedg	0,01095632
GenDiv	0,02418694
DS_surf	0,03050173
Coord.MFA.Dim3	0,04716882
IC	0,0540238
Aphid_Ab_sqm	0,06124684

Hov East

Var	Imp
TFI.H	-0,00363883
NminTOT	-0,00301299
Coord.MFA.Dim2	-0,00296222
TFI	-0,00275447
For	-0,00198951
Last_Tillage	-0,00183792
NBOP	-0,00143999
Cult	-0,00123044
IC	-0,00115862
Rotation	-0,00109449
Tillage	-0,00107005
CropDiv	-0,00092347
water	-0,00089571
Coord.MFA.Dim3	-0,00079868
Artif	-0,00074899
DS_surf	-0,00068526
TDCUM	-0,00064947
GenDiv	-0,00054488
IC_surf	4,79E-05
SNHDiv	0,00073192
Coord.MFA.Dim1	0,00148234
Legum_surf	0,0026606
Hedg	0,00267166
Aphid_Ab_sqm	0,00882621
Waste	0,01078495
Last_plow	0,02084098

Pred TOTAL

Var	Imp
Sector	-2,96767091
NminTOT	-2,65100009
Coord.MFA.Dim2	-2,63191205
SNHDiv	-2,60983088
Rotation	-2,5791014
Cult	-2,55639924
NBOP	-1,92104165
Organic	-1,38525181
IC	-1,37607845
TDCUM	-1,2720632
Legum_surf	-0,98674144
Artif	-0,85808096
Coord.MFA.Dim1	-0,8565544
Tillage	-0,57129125
Coord.MFA.Dim3	-0,55455586
TFI	-0,55445104
GenDiv	-0,53614471
Waste	-0,28871428
Last_Tillage	-0,20547509
Last_plow	-0,03942955
TFI.H	0,58599698
Hedg	0,75330312
DS_surf	0,79386705
water	1,39745478
IC_surf	2,79710721
Aphid_Ab_sqm	3,832135
For	4,17937788
CropDiv	4,82590853

Pred West

Var	Imp
NminTOT	-2,3180118
SNHDiv	-2,12797317
TDCUM	-1,84125609
Cult	-1,78524348
GenDiv	-1,68027608
IC	-1,5303467
Coord.MFA.Dim1	-1,51545425
NBOP	-1,43303884
Rotation	-1,32211755
Coord.MFA.Dim3	-1,20627327
water	-1,19779429
Last_plow	-1,17634461
CropDiv	-1,07512614
Coord.MFA.Dim2	-0,96165975
IC_surf	-0,92035404
TFI.H	-0,85470796
Last_Tillage	-0,78230921
Legum_surf	-0,69392455
Tillage	-0,61753897
Organic	-0,46285583
Hedg	-0,43212142
DS_surf	-0,10282699
Artif	-0,07727981
TFI	0,19546394
Waste	0,37110078
For	2,90605061
Aphid_Ab_sqm	8,25280667

Pred East

Var	Imp
Coord.MFA.Dim2	-8,83887742
NminTOT	-8,15395346
SNHDiv	-8,14551688
Rotation	-8,07792923
TFI	-7,8538083
Cult	-7,49549718
TFI.H	-6,7395925
IC	-4,36842895
Aphid_Ab_sqm	-4,00032324
Artif	-3,7115957
TDCUM	-2,98552854
Legum_surf	-2,90889869
NBOP	-2,19129491
DS_surf	-2,16253612
Coord.MFA.Dim1	-1,98058101
Last_Tillage	-1,87176945
For	-1,55840472
Waste	0,07284805
GenDiv	0,23668022
IC_surf	0,46973444
Tillage	1,69798603
Last_plow	6,29199325
water	6,9526908
Hedg	23,7637128
Coord.MFA.Dim3	24,4165342
CropDiv	37,3620311

PARTIE V. SUPPLEMENTARY MATERIALS

E

A1. Scale for wheat diseases notation

Field observations for rating can be done from ear appearing to the end of flowering.

Class 5: No blotch on any leaves (L1 to L4).

Class 4: L1 healthy, L2 with less than 1% of its area covered by blotches, L3 and L4 with blotches (L4 can be completely brown but not withered)

Class 3: L1 with less than 1% of its area covered by blotches.

Class 2: L1 area covered from 1 to 33% of its area with blotches.

Class 1: More than a third of the area of L1 is covered by blotches. L2 and/or L3 not completely covered.

Class 0: Almost all of L1 area is covered by blotches (>80%). All other leaves completely covered.

A2. Scale for faba bean diseases notation

Field observations for rating were done at the beginning of flower initiation.

Class 5: no leaf withered by disease on the whole plant. No blotch on the upper two third of the stems.

Class 4: very few withered leaves, a few big blotches or more numerous small blotches in the lower two third of the plant. Rare or no blotches on the upper third.

Class 3: withered leaves on the lower two third of the plant. Blotches observable on the whole plant but rare in the upper quarter.

Class 2: Many withered leaves and some stem are entirely spoiled. Blotches observable on the whole plant but the upper quarter of a few stems remain unspoiled.

Class 1: Almost all leaves of the lower half of the plant are withered. Some stems, or whole plant, are entirely destroyed by diseases. Numerous blotches on the whole plant and spread on the whole area of leaflets.

Titre Expression combinée des services écosystémiques en systèmes de production agricole conventionnels et innovants : étude des déterminants agroécologiques de gestion du sol, des intrants et du paysage

Résumé L'agriculture doit aujourd'hui évoluer vers des systèmes à la fois performants, écologiques et durables. Ce travail a permis d'évaluer pour 53 parcelles agricoles, représentatives de systèmes en agriculture conventionnelle, biologique et de conservation, les déterminants agroécologiques sous-tendant l'expression d'un panel de services intrants (de régulation et de support) d'une part, et produits (environnementaux ou participant au revenu agricole) d'autre part, ainsi que les compromis éventuels entre ces derniers. Ce travail met ainsi en avant la prédominance des caractéristiques locales et des pratiques agricoles sur le contexte paysager pour l'expression des services intrants. Par ailleurs, ce travail illustre la possibilité de s'affranchir de l'antagonisme entre productivité et performance environnementale par le biais d'agricultures misant sur des intrants écologiques plutôt qu'industriels, notamment via l'agriculture de conservation.

Mots-clés Agriculture de conservation ; Bouquets de services ; agroécologie ; régulations

Title Combined expression of ecosystem services under conventional, organic and conservation agricultures : study of agro-ecological determinants.

Abstract To attain economic and ecological sustainability, agroecological intensification of agriculture is required. This work propose a case study of 53 crop fields managed through conventional, organic or conservation agriculture, to assess the agroecological determinants of a panel of ecosystem services. We first assessed the expression of input services, combining various regulation and supports services. We then study some production services whether contributing to agricultural income or not. The last part of this work was to assess the existence of potential bundles or trade-offs within these services under each type of agriculture. One of the main finding was the prevalence of local parameters and practices over landscape context on some regulation services. Overall, this work offers a detailed illustration of the ability for agricultures relying on ecological inputs as substitute to industrial ones, to overcome the apparent antagonism between productivity and environmental performances.

Keywords Conservation agriculture ; Ecosystem services ; agroecology ; regulations