



HAL
open science

Effet de l'hétérogénéité de composition et de configuration du paysage sur la prédation des ravageurs par les ennemis naturels

Eléonore Marais

► **To cite this version:**

Eléonore Marais. Effet de l'hétérogénéité de composition et de configuration du paysage sur la prédation des ravageurs par les ennemis naturels. Sciences agricoles. 2013. hal-02811447

HAL Id: hal-02811447

<https://hal.inrae.fr/hal-02811447>

Submitted on 6 Jun 2020

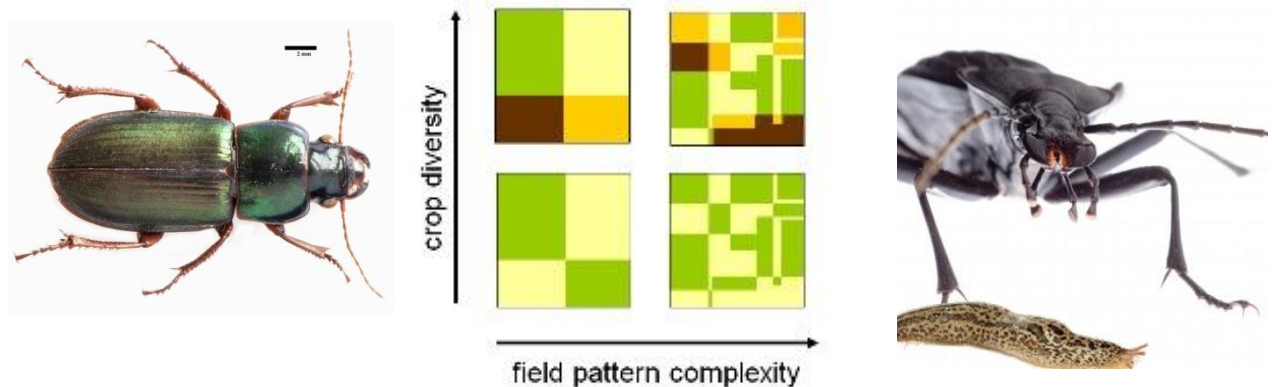
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

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

Licence professionnelle P.A.R.T.A.G.E.R

*Pratiques Agricoles, Aménagement Rural, Techniques Alternatives et
Gestion Ecologique des Ressources*

Effet de l'hétérogénéité de composition et de configuration du paysage sur la prédation des ravageurs par les ennemis naturels



MARAIS Eléonore

Soutenance le 1 octobre 2013

Promotion 2012-2013

Structure d'accueil : CNRS – Pôle ECOBIO

Maîtres de stage : AVIRON Stéphanie, BERTRAND Colette, BUREL Françoise

Correspondant universitaire : REDON Valérie

Responsable de la formation : CLUZEAU Daniel ; GABORIT Jackie ; WALTER Christian

35650 Le Rheu

MEMOIRE DE STAGE

Pour l'obtention du diplôme de :

Licence professionnelle : « PARTAGER »

Pratiques Agricoles, Aménagement Rural, Techniques Alternatives et
Gestion Ecologique des Ressources

Auteur :

MARAIS Eléonore

Organisme support :

CNRS

Responsables de Formation :

Université de Rennes I : Daniel CLUZEAU
Agrocampus : Christian WALTER
Lycée Th. Monod Le Rheu: Jackie GABORIT

Adresse de stage :

UMR 6553 Ecobio
Avenue du Général Leclerc
Campus de Beaulieu
35042 RENNES Cedex - France

Correspondant Universitaire :

Valérie REDON

Maître de stage :

Stéphanie AVIRON
Colette BERTRAND
Françoise BUREL
Tél : 02.23.48.57.69 / 02.23.23.61.45
Mail : stephanie.aviron@rennes.inra.fr
cbertrand@rennes.inra.fr
francoise.burel@univ-univ1.fr

Titre de l'étude :

Effet de l'hétérogénéité de composition et de configuration du paysage sur la prédation des ravageurs par leurs ennemis naturels

Mots clés : Biodiversité, services écosystémiques, prédation des ravageurs, diversité culturelle, agencement spatiale des cultures

Nombre de pages sans les annexes : 50

Nombre d'annexes : 4

Nombres de pages avec les annexes : 55

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à Françoise Burel, Stéphanie Aviron, Colette Bertrand et Romain Georges car c'est avec leurs consentements que j'ai pu intégrer l'équipe du projet Farmland, dans le cadre de mon stage de Licence Professionnelle PARTAGER.

Je tiens à remercier toute l'équipe du laboratoire ECOBIO UMR 6553 pour leur aide au cours de ce stage. C'est avec Olivier Jambon et Romain Georges que j'ai déterminé mon tout premier carabe : un *Poecilus Cupreus* ! Merci à tous les stagiaires de la salle SIG (et dieu seul sait qu'il y en a eut beaucoup) pour leur bonne humeur, leur aide, leurs conseils et les moments récréatifs qu'ils m'ont offert : Léo, Camille, Elise, Lou, Nathan et tout les autres.

Je remercie aussi l'ensemble du corps enseignant de la licence pour le partage de leur expérience, leur écoute et conseil. Un grand merci en particulier à Mme Redon qui m'a encadré durant toute la durée de ce stage. Quoique débutante en la matière, ma prise en charge s'est très bien passée et les conseils et astuces souvent au rendez vous durant nos réunions !

Mes plus grands remerciements vont à mes deux encadrantes : Colette Bertrand et Stéphanie Aviron qui m'ont assuré un suivi sans faille durant ces 7 mois de stage. Leur expérience et leur pédagogie m'ont permit d'appréhender le vaste et complexe monde de la biodiversité et du paysage. Un gros merci plus particulièrement à Colette qui fut mon encadrante principale et avec qui... non sans mal !, j'ai effectué ma phase de terrain. Les longues et dures journées nous ont éprouvé mais nous en sommes arrivé à bout ! Merci d'avoir eut la patience sans fin pour m'expliquer les statistiques ou autres notions, et d'avoir ramasser les piluliers que j'égarais quelques fois dans les parcelles.

Enfin, un merci général à tous ceux qui m'ont apporté leur aide, lu mon rapport pour corriger les fautes et la syntaxe et qui m'ont remonté le moral dans les moments un peu plus durs : Chou, JeanSyl, Marie, Gaétanne, JeanCam, ma famille, ma classe de licence, Swag...

...Merci à mon papa pour avoir eut le courage de lire ces 50pages sur un sujet aussi complexe que celui la et de m'avoir encouragé jusqu'au dernier jeudi soir de la date fatidique.

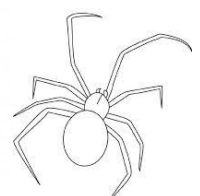


Table des matières

INTRODUCTION	1
CONTEXTE	3
I- Un service de prédation indispensable mais fragile que l'on tente de protéger et promouvoir	3
II- Etat de l'art des connaissances : facteurs influençant les communautés et les services écosystémiques	7
1- Facteurs locaux	8
2 - Facteurs paysagers	9
III- Contexte de l'étude et problématique scientifique	13
1- Présentation de l'organisme d'accueil et de ses missions	13
2- Le projet Farmland, un projet européen	13
2.1- Contexte et problématique du projet	13
2.2- Objectifs de recherche	14
3- L'étude « Effet de la diversité et de l'organisation spatiale des cultures sur le service écosystémique de prédation » à l'intérieur du projet Farmland	15
3.1- Problématique et objectifs de recherche	15
3.2- hypothèses	15
MATERIEL ET METHODES	16
I- Les sites d'études	16
1- Présentation de la zone d'étude : le Nord Ille et Vilaine	16
2- Sélection des paysages	16
3- Calcul des variables paysagères pour les 30 paysages	18
4- Sélection des points d'échantillonnage	20
II- Expérimentations pour l'évaluation de la prédation des ravageurs	21
1- Modèle biologique : des pucerons pour mesurer la prédation	21
2- L'expérimentation « cartes à pucerons»	22
2.1- Préparation des cartes à pucerons	22
2.2- Mise en place sur la parcelle	23
2.3- Récupération des cartes à pucerons	24
III- Analyses statistiques	24
1- Distribution des données	25
2- Test de l'influence des variables locales	26

3- Influence des variables paysagères _____	26
RESULTATS _____	28
I- Influence des variables locales sur le potentiel de prédation des ravageurs. _____	28
1- Vérification de la non corrélation entre variables et choix des variables retenues _____	28
2- Analyses exploratoires de la relation entre les variables locales retenues et le taux de prédation observé _____	29
3- Tests de l'effet des variables dites « locales » sur le taux de prédation _____	31
3.1. Facteur nature de culture _____	31
3.2. Facteur session _____	31
3.3. Facteur taille de la parcelle échantillonnée _____	31
4- Conclusion sur l'influence des variables locales sur le taux de prédation _____	32
II- Influence des variables paysagères sur le potentiel de prédation des ravageurs. _____	32
1- Corrélation entre variables paysagères et choix des variables retenues _____	32
2- Influence des variables paysagères sur le taux de prédation _____	34
DISCUSSION _____	39
Effet de l'hétérogénéité agricole _____	39
• Relation entre structure et composition des communautés de prédateurs et efficacité de la fonction de prédation _____	40
• Rôle du type de paysage _____	41
• Gradients des descripteurs d'hétérogénéité _____	43
• Le choix des descripteurs d'hétérogénéité _____	44
• Effet des autres caractéristiques paysagères _____	45
Effet des caractéristiques locales _____	46
• Effet de la nature de culture _____	46
• Effet de la session _____	48
• Effet de la taille des parcelles échantillonnées _____	48
CONCLUSION _____	50

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXES

Table des figures/Table des tableaux

Résumé/Abstract

INTRODUCTION

Aujourd'hui, l'agriculture est au cœur de l'actualité et des sujets de recherche. En effet, avec une croissance démographique très importante, il faut trouver des solutions pour nourrir, gérer les besoins et contrôler les pollutions de quelques 9 milliards d'humains d'ici 2050 (INSEE 2013) (Galloway, 2001 ; Alcamo, 2002). « *Produire plus avec moins* » ou « *produire plus et mieux* » (FAO, 2011), voilà des slogans qui attestent d'un réel besoin sociétal tant sur un plan quantitatif que qualitatif (Connor et Minguez, 2012). En effet, l'agriculture a beaucoup évolué au fil du temps, passant d'une agriculture complexe, familiale et vivrière à une agriculture simplifiée, industrielle et intensive, laissant de côté la nature et la biodiversité (Salles, 2011). Cependant, depuis quelques années, le retour à cette nature et aux services qu'elle offre est de mise. La biodiversité, définie par le Ministère de l'Agriculture de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie comme étant « *la contraction de biologique et de diversité, représentant la diversité des êtres vivants et des écosystèmes : la faune, la flore, les bactéries, les milieux mais aussi les races, les gènes et les variétés domestiques* » (2013) est aujourd'hui au centre des préoccupations. Considérée pendant un long moment comme une « ennemie » pour les agriculteurs, elle se révèle être aujourd'hui (et notamment depuis à la conférence de Rio de 1992) une véritable alliée de part les services naturels qu'elle offre (Le roux et al, 2008 ; Waligora, 2006).

Les insectes représentent plus des trois quarts de la biodiversité spécifique animale sur terre (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie). Par le biais de leur fonction et par conséquent de leurs actions, les communautés d'invertébrés sont essentielles à l'équilibre de nos paysages (prédation ou parasitisme des ravageurs, pollinisation, rôle pour la fertilité et l'aération des sols, etc) (Le Roux, 2008 ; Dayli, 1997 ; Williams et Hedlund, 2013).

La fonction de prédation, et plus spécifiquement la prédation des ravageurs (qui nous intéressera plus particulièrement dans le cadre de ce rapport), peut s'avérer être très utile, surtout pour le monde agricole. En effet, les insectes prédateurs, si toutes les conditions biotiques et abiotiques sont réunies, peuvent permettre de garder les populations de ravageurs en dessous d'un seuil dit de nuisibilité économique pour l'agriculteur (pertes de

rendement dues aux insectes ravageurs). Si la prédation naturelle permet de ne pas dépasser ce seuil et à pour conséquence un bénéfice pour l'agriculteur (non traitement chimique et maintien des pertes de rendements à un niveau minimum acceptable (FAO, 2011)), cette fonction est alors appelée *service écosystémique* que le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) caractérise comme étant « *les bénéfices directs et indirects que la société tire de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes* ».

La biodiversité (et ses services) étant devenu un véritable enjeu du XXIème siècle, il est important de comprendre les mécanismes qui la régissent ainsi que les interactions qu'elle entretient avec son environnement afin d'être en mesure de la protéger et de la préserver face aux différentes menaces qui la guettent. Dans le cas de cette étude, basée sur le service de prédation des ravageurs prodigué par les communautés d'arthropodes, beaucoup de variables sont susceptibles d'influencer positivement ou négativement ce service. **L'objectif de ce travail est d'évaluer l'effet potentiel de deux de ces variables : l'hétérogénéité de composition et de configuration de la mosaïque agricole, sur le service de prédation des ravageurs.**

La première partie de ce rapport présentera un aperçu bibliographique qui synthétise les connaissances disponibles concernant les communautés d'insectes prédateurs, et plus particulièrement le service de prédation des ravageurs associé, ainsi que les variables qui l'influencent. La seconde partie présente les méthodes mises en place lors de cette étude dans le but d'évaluer l'effet de l'hétérogénéité de la mosaïque agricole sur le service de prédation. Nous analyserons et discuterons les résultats obtenus en dernière partie de rapport.

CONTEXTE

I- Un service de prédation indispensable mais fragile que l'on tente de protéger et promouvoir

Le service de prédation des ravageurs est très encouragé et indispensable dans certains systèmes d'agriculture comme l'agriculture durable ou l'agriculture biologique (interdiction de traiter avec des produits de synthèse) car c'est une alternative à la lutte phytosanitaire (Kromp, 1999). Ce service est défini par l'OILB-SROP (*l'Organisation Internationale de Lutte Biologique* et le *Summer Research Opportunity Program*) comme étant « *l'utilisation d'organismes vivants pour prévenir ou réduire les dégâts causés par des ravageurs* ». Des études récentes ont publié des chiffres représentant le gain mondial en dollars réalisé grâce au service de prédation des ravageurs. Il s'agirait ici de *200 milliards* d'économie. Pour illustrer l'utilité de ces services pour la société par un autre exemple, nous pouvons citer la pollinisation (la pollinisation végétale repose sur le transfert du pollen des anthères, partie mâle, aux stigmates, partie femelle. Chaque espèce a ses exigences concernant ce transfert mais beaucoup d'entre elles dépendent des insectes butineurs pour la réaliser grâce au transport de grains de pollen après butinage, d'une fleur à une autre (Williams, 2002)). Les insectes butineurs comme les abeilles, les papillons ou les syrphes nous offrent une économie de *120 milliards* de dollars par an. Ces chiffres illustrent bien l'importance capitale que tiennent les services écosystémiques au sein de notre agriculture. (Waligora, 2006 ; de Groot, 2010).

Malheureusement ces services, tout comme les communautés qui les prodiguent, sont fragils (Biesmeijer *et al*, 2006). Même si l'espace agricole (60 % du territoire français (Burel et Baudry, 1995)) représente lui aussi un réservoir de biodiversité spécifique à ce milieu (Altieri, 1999), on observe d'une part, une perte d'hétérogénéité au niveau paysager, et d'autre part, une très forte perte de biodiversité et de services au sein de nos campagnes (Benton *et al*, 2005) ces dernières décennies (Riecher et Lawrence, 1997 ; Schmidt *et al*, 2003; Benton *et al*, 2003 ; Firbank, 2008). Ce déclin est accompagné d'une augmentation du phénomène d'extinction (Thomas *et al*, 2004 ; Burel 1992). L'exemple le plus connu et le plus médiatisé est celui des abeilles (syndrome d'effondrements des ruches et « global

pollinisation crisis ») (Beismelijer *et al*, 2006 ; Potts *et al*, 2010). Un grand nombre d'espèces et de taxons sont touchés comme les oiseaux, les coléoptères carabiques ou encore les plantes. De nombreux facteurs sont mis en causes pour tenter d'expliquer cette érosion.

Les pratiques **agricoles** ont beaucoup évolué depuis les cinquante dernières années (Dron et Ferron, 2002) ce qui a amplement contribué à ce phénomène (Rackham, 1986 ; Holl *et al*, 2002 ; Shrubbs, 2003). On constate un net bouleversement après les deux Guerres Mondiales (Daucé, 2003 ; Firbank, 2008 ; Flamand, 2010). Des **sélections** sont faites concernant les variétés d'espèces végétales (Hjorth Caspersen et Fritboger, 2002 ; Shrubbs, 2003) pour choisir les plus productives et les plus résistantes afin d'optimiser le potentiel productif des cultures avec l'appui de la **fertilisation** et de l'**irrigation** (Le Roux *et al*, 2008 ; Culver *et al*, 1956 ; Carson, 1962 ; Phillip, 2001). Les terres sont **labourées en profondeur** et les **monocultures** font leur apparition, couplées à des **successions culturales très simplifiées** (maïs sur blé par exemple) (Le Roux *et al*, 2008). Les haies sont arasées et les forêts déboisées pour gagner des terres qui seront destinées à la production agricole (Robinson et Sutherland, 2002 ; Kleijn et Sutherland, 2003). C'est le début de la **production intensive** (Le Roux *et al*, 2008 ; Mazoyer et Roudar, 2002). Le paysage agricole se transforme donc nettement de part le façonnage de l'Homme (Turner *et al*, 1989 ; Lambrin *et al*, 2001 ; Le Roux *et al*, 2008) ce qui a pour effet de créer de plus en plus **d'espaces ouverts et simplifiés** (Daily, 1997 ; MEA, 2003 ; Reid *et al*, 2005 ; Le Roux *et al*, 2008) et surtout une **homogénéisation** du paysage agricole (Le Roux *et al*, 2008; Le Féon *et al*, 2010). Tout ceci se fait au détriment de la régulation biologique et au profit d'une dépendance de plus en plus accrue à la lutte chimique (Lecompte, 2011).

Les **pesticides** sont devenus indispensables pour l'agriculture actuelle mais sont souvent dénigrés (Von der Werf, 1996 ; Benton *et al*, 2003 ; Geiger *et al*, 2010). La littérature considère les produits phytosanitaires comme étant l'une des causes majeures du déclin de la biodiversité dans les agro-écosystèmes des pays industriels. Apparus pendant les périodes de guerre (1930), les pesticides de synthèse et les engrais minéraux sont mis au service de l'agriculture et rapidement très prisés (Le Roux *et al*, 2008). La consommation de ces produits a connu un véritable essor depuis leur apparition avec une consommation toujours croissante (MAAPRAT-SSP, 2010). En France en 2008, 78 000 tonnes de pesticides ont été

utilisées, ce qui la place au 1^{er} rang de la consommation européenne (agriculture.gouv.fr ; Aubertot *et al*, 2006)

Au fil du temps, plusieurs problèmes sont apparus et ont posé un véritable questionnement quant à leur utilisation. Des chercheurs se sont intéressés à leurs retombées sur le long terme et ont démontré beaucoup d'aspects négatifs, tant pour la nature que pour l'Homme (Philip, 2001). En ce qui concerne le milieu naturel, ils ont constaté : un appauvrissement et un tassement des sols, une résistance de plus en plus marquée de certaines maladies ou ravageurs au fil du temps (Geiger *et al*, 2010 ; Bolognesi *et Merlo*, 2011) mais surtout, une perte de diversité floristique (espèces cultivées ou non) et faunistique (Benton *et al*, 2005). Parallèlement, il a aussi été prouvé que ces produits étaient véritablement néfastes pour les utilisateurs (les agriculteurs) et pour les consommateurs car ces produits se retrouvent dans les denrées alimentaires ou encore les ressources naturelles telles que l'eau (rivières, nappes phréatiques, etc.) (Von der Werf, 1996).

Suite à ce constat (Metzger, 2006 ; Benton *et al*, 2003), les gouvernements européens et le gouvernement français ont mis en place une réglementation de plus en plus stricte vis-à-vis des produits phytosanitaires afin d'y recourir et tenter d'endiguer la tendance, le but ici étant de faire baisser leur utilisation et leurs impacts.

La mesure la plus complète pour encadrer le recours aux produits de synthèse et le plan Ecophyto. La France y est soumise depuis le 10 septembre 2008. Ce plan vise à réduire progressivement de moitié l'utilisation de ces produits phytosanitaires, (tout en restant compatible avec les performances économiques de l'agriculture française) mais aussi de supprimer du marché les substances les plus préoccupantes (agriculture.gouv.fr). Des délais ont été fixés afin de pouvoir apporter des résultats rapides. Ainsi, la réduction des intrants de 50% que prévoit le plan Ecophyto devait être atteinte en 2018. Cependant, au vue de l'ampleur des changements à opérer pour pouvoir répondre à cet objectif, la date butoir a été reportée dans la plupart des régions. C'est notamment dans ce contexte que le service de prédation des ravageurs est particulièrement intéressant. En effet, il est une des « clés » au recours des pesticides et permettrait de répondre à la réglementation en vigueur tout en permettant des rendements quasi identiques et surtout sans pertes économiques pour l'agriculteur.

D'autres mesures avaient été prises avant 2008 mais leurs thématiques concernent plus la protection de l'environnement et la biodiversité. Afin de lutter contre les pollutions diverses liées au monde agricole, aux industries et aux particuliers, la DCE, la **Directive européenne Cadre sur l'Eau** (23 octobre 2000) a pour objectif de préserver et restaurer l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et les eaux souterraines dans le but final d'atteindre le « *bon état écologique* » des différents milieux d'ici 2015 (eaufrance.fr). Le milieu agricole est source de diverses pollutions notamment à cause de l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires qui en sont les principales sources (agriculture.gouv.fr). En effet, de part un phénomène de ruissellement et d'érosion, les substances actives contenues dans les produits chimiques déversés sur les parcelles se retrouvent emportées et finissent dans le milieu aquatique. La re-naturalisation de certaines zones stratégiques en culture est devenue obligatoire comme par exemple autour des cours d'eau ou des zones de captages. Des bandes enherbées, des fossés, des talus et d'autres techniques dites « d'hydraulique douce » sont donc mis en place afin de limiter les transferts polluants. Dans un même temps, ces parties remises en nature et non traitées profitent à la biodiversité.

Enfin, le **Grenelle de l'Environnement** (juillet 2007) œuvre pour la restauration de la biodiversité par le biais de la Trame verte et bleue. Cette mesure porte l'ambition d'enrayer le déclin de la biodiversité au travers de la préservation et de la restauration des continuités écologiques. C'est d'ailleurs de son initiative que découle le plan Ecophyto au même titre que le développement de l'agriculture biologique (objectif de 20% de la Surface Agricole Utile d'ici 2020) ; la certification des exploitations en tant que HVE (Haute Valeur Environnemental) (objectif de 50% des exploitations en 2012 pour une production et une consommation durable) ; ou encore les performances énergétiques des exploitations (developpement-durable.gouv.fr).

Comme nous montre l'application de ces différentes réglementations, il y a une véritable prise de conscience des changements environnementaux et des pratiques mais aussi de leurs retombées négatives sur la biodiversité (Thomas *et al*, 2004 ; Scheffer *et al*, 2001, Steffen *et al*, 2001). Les politiques œuvrent déjà pour sa restauration. Cependant, malgré les mesures entreprises, deux visions s'opposent :

- le *landsharing* : (littéralement "partage des terres") cette vision est en faveur de la remise en nature des terres agricoles. Il s'agit ici de bandes enherbées, de prairies, de haies, de talus, de fossés, de bosquets, ou tout autre élément semi-naturel, ces zones représentant donc des parties « non productives » pour l'exploitant. Cette logique est souvent trouvée inadmissible par les agriculteurs compte tenu de la volonté de production intensive et de la raréfaction des terres de production (*Burton et al, 2008*).
- Le *landsparing* : (littéralement « aménagement paysager ») cette vision quant à elle favorise le travail en amont afin de trouver d'autres manières de gérer et favoriser la biodiversité en intégrant tous les éléments comme étant des leviers potentiels, plutôt qu'en préférant la ségrégation de ces différents éléments.

La protection et la préservation de la biodiversité sont devenues aujourd'hui un enjeu. Afin d'enrayer le déclin et être en mesure de proposer des politiques aux mesures efficaces (permettant notamment de favoriser les auxiliaires arthropodes en milieu agricole), il est nécessaire d'approfondir les connaissances concernant les paramètres qui influencent la structure des communautés d'arthropodes et dans un même temps les services qui leur sont associés (*Le Roux et al, 2008 ; Tscharnik et al, 2002*).

II- Etat de l'art des connaissances : facteurs influençant les communautés et les services écosystémiques

Les communautés d'arthropodes et les services sont influencés par différents facteurs. Dans un premier temps, les communautés sont influencées par des facteurs biotiques propres à chaque espèce ou individu (morphologie, besoins alimentaires, niveau de satiété, cycle de vie, capacité de résilience et plasticité de développement des individus, capacité de dispersion, etc ; *Lövei et Sunderland, 1996*).

En second lieu, des facteurs abiotiques régissent aussi ces communautés et services. Il s'agit de facteurs qui agissent à l'échelle locale (les parcelles par exemple) mais aussi à une échelle paysagère plus vaste (*Schmidt, 2005*). De nombreuses études scientifiques ont cherché à comprendre l'impact de ces différents facteurs abiotiques, et leur rôle potentiel sur les communautés et les services écosystémiques.

1- Facteurs locaux

Comme l'ont recensé Lövei et Sunderland (1996), les communautés d'insectes auxiliaires ainsi que les services associés dépendent dans un premier temps de facteurs locaux. Cette étude s'est intéressée aux carabes mais elles peuvent être appliquées à un grand nombre de prédateur de ravageurs. Les carabes sont souvent pris comme référence car ils sont faciles à étudier et bons indicateurs de la qualité des habitats et des paysages agricoles.

Les **conditions microclimatiques** ont une influence non négligeable. En effet, l'**humidité** semble être un facteur très important : on retrouve des carabes sur toutes les régions du globe, à l'exception des déserts (Erwin, 1985). L'humidité est donc un facteur limitant. En fonction des espèces, l'humidité accroît ou au contraire diminue leur activité (Loreau, 1977 ; Rivard, 1966)

En plus de l'humidité, la **température** influence aussi les auxiliaires. Par exemple, pour les carabes, un site d'hivernage et des températures d'hiver douces sont recherchés.

La **disponibilité des ressources alimentaires** joue un rôle très important également: la **diversité** et l'**abondance de proies** ainsi que les **besoins spécifiques** de chaque espèce déterminent la structure et la diversité des communautés. Cette diversité et abondance en proies peu ainsi modifier la fonction de prédation (Östman, 2004 ; Symondson *et al*, 2006)

En milieu agricole, les caractéristiques de la parcelle telles que **la nature et la hauteur** (développement) des cultures, ou encore la **densité d'adventices**, auront un impact aussi bien sur les insectes ravageurs que sur les insectes auxiliaires. Le BIOAg Project Progress Report Template (BIOAg Projet Progress Report Template) a fait ressortir par exemple que certaines cultures comme la luzerne ou le pois favorisaient les prédateur mais pas les ravageurs, alors que d'autres comme le maïs ou encore les oignons avaient l'effet inverse : le nombre de ravageurs est plus important mais les prédateurs ne semblent pas être affectés positivement ou négativement. Le couvert de la parcelle induit une baisse de la température ainsi que du vent et dans un même temps une augmentation de l'humidité relative ce qui influencera positivement ou négativement l'activité des prédateurs (Dajoz, 2002).

En rapport avec les caractéristiques des cultures, les **pratiques culturelles** ont un impact direct sur la faune agricole. Concernant le travail du sol, le labour par exemple permet de créer des conditions favorables pour le développement des cultures mais il rend aussi les sols fragiles, modifie la répartition spatiale des ressources organiques et minérales et diminue la porosité du sol. De plus, il peut engendrer directement des dégâts corporels sur les individus ou encore en piéger certains dans les pores du sol (McLaughlin et Mineau, 1995). Le type de couvert ou encore les rotations ont eux aussi une influence sur les espèces (Ellsbury et al, 1998 ; Holland et Luff, 2000).

Concernant l'aspect « protection des cultures », l'expertise scientifique de l'INRA (2008) a recensé un grand nombre d'études ayant montré l'impact négatif des intrants sur la biodiversité (Le roux et al, 2008). Il ressort de ces différentes publications que les auxiliaires sont souvent affectés par les effets toxiques de la lutte chimique en tant qu'organismes dits « non cibles ». Par le biais de la prédation de ravageurs résistants après traitement, ils sont victimes d'une intoxication sublétales (Mair et Port, 2002 ; Umoret et Powell, 2003) ce qui a pour conséquence d'influencer négativement le comportement de reproduction, la fécondité et la longévité, les performances de prospection et de la chasse ou encore, pour les araignées, des toiles plus petites et asymétriques, amoindrissant la capacité de capture. Le service de prédation rendu n'est donc plus aussi efficace (Aubertot et al, 2008).

Enfin, le facteur **densité et pression de prédateur concurrents** joue un rôle relativement important car cela amène à des phénomènes de compétition. Certaines espèces dominantes auront la main sur les ressources (alimentaire, sites, etc.), empêchant les autres espèces de pouvoir répondre correctement à leurs besoins. De plus, on peut observer des phénomènes de cannibalisme ou de prédation intra-gilde chez les communautés d'arthropodes (Lovei, 2008).

2 - Facteurs paysagers

Comme dit précédemment, le monde agricole a subi beaucoup de bouleversements en quelques années entraînant des changements au niveau local (I-1-1) et à une échelle paysagère plus large avec une modification des pratiques agricoles. Des chercheurs se sont donc intéressés aux transformations de nos paysages sous l'effet des changements agricoles.

Krebs et al (1999) citent l'**intensification** et le **changement de l'utilisation des terres**, couplé à la **perte d'habitats semi-naturels** comme étant des responsables majeurs du déclin de la biodiversité de nos paysages. Edward et Aebisher (2000) notent aussi le rôle prépondérant de l'**homogénéisation** des paysages et la **simplification** de l'agriculture dans l'érosion de la diversité biologique. L'homogénéisation du paysage est en grande partie due à la hausse de la taille du parcellaire, la fragmentation et la perte d'éléments semi-naturels (Harrisson et Bruna, 1999; Stoate *et al*, 2010; Benton *et al*, 2003; Kremen *et al*, 2004) comme les habitats ou les corridors (Benton *et al*, 2003) ou encore les éléments semi-naturels. La simplification, elle, passe par le biais de la **spécialisation agricole**, de la **perte de diversité et d'habitat cultivés** (Hjorth Carpersen et Fitzbogger, 2002 ; Shrubbs, 2003, Harrisson et Bruna, 1999; Stoate *et al*, 2010; Benton *et al*, 2003; Kremen *et al*, 2004). La diversité végétale permet une hausse de la richesse spécifique des espèces, en particulier des auxiliaires (Tonshasca, 1993). Par conséquent, lorsque la diversité végétale diminue, la diversité et l'abondance de prédateurs diminue avec elle (Riechert et Lawrence, 1997 ; Schmidt *et al*, 2003) ce qui réduit le service de contrôle des ravageur. En effet, certains d'entre eux sont spécialisés avec des besoins spécifiques concernant l'alimentation, la reproduction etc. et ont une faible capacité de résilience comme c'est souvent le cas chez les coléoptères carabiques (Dufrêne et Legendre, 1997). Une diversité et une abondance de prédateurs couvre une prédation plus importante et moins spécifique.

Un paysage complexe avec des habitats et des cultures diversifiées offrent aux communautés d'invertébrés les conditions adéquates pendant tout leur cycle de vie. En effet, les différents éléments (cultures et zones semi-naturelles) offrent des zones refuges, d'hibernation et de reproduction, un garde mangé suffisant ou bien encore des corridors écologiques (haies, bosquets etc) (Benton *et al*, 2003) qui permettent les mouvements et la dispersion (Bianchi *et al*, 2006). Notons cependant qu'à l'inverse, ces éléments peuvent aussi devenir des barrières comme par exemple les haies pour la dispersion des papillons ou de certaines espèces de coléoptères carabiques (Mauremooto *et al*, 1995 ; Thomas, Parkinson & Marshall, 1998).

Les chercheurs ont appelé cela la mosaïque paysagère. Les zones semi-naturelles, qui participent à cette mosaïque, ont été étudiées plus particulièrement (Baudry *et al*, 2000).

Il a été démontré l'importance capitale de ces éléments dans le paysage (Burel and Baudry, 1989 ; Aviron et al., 2005 ; Jonsen and Fahrig, 1997, Thomas et al., 2001, Gardiner).

Afin d'appuyer ces dires, des études ont analysé les conséquences positives de cette hétérogénéité paysagère (Vasseur et al, 2012; Fahrig et al, 2011; Le Roux et al, 2008). L'hétérogénéité peut être spatiale et temporelle (Fahrig et Nuttles, 2005; Hunter, 2002; Fahrig, 1992; Millan de le Pena et al, 2005). L'hétérogénéité spatiale peut être décrite selon deux indices principaux (Figure 1) (Vasseur et al, 2011; Fahrig, 2011) :

- Sa *composition* : cela représente la diversité des éléments qui la composent (haies, cultures, zones anthropisées, bosquets, etc.)
- Sa *configuration* : cela représente l'arrangement des éléments entre eux.

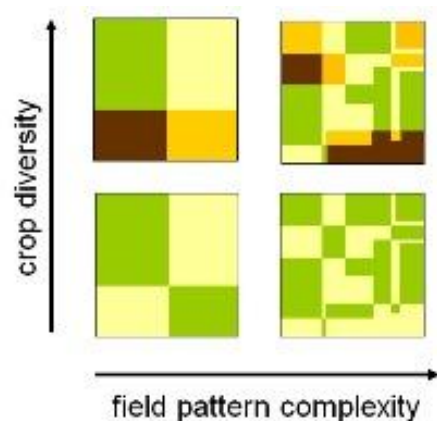


Figure 1: Axes principaux composant l'hétérogénéité spatiale: en ordonnée la diversité de culture (*crop diversity*) et en abscisse l'agencement des parcelles entre elles (*field pattern complexity*). Source : farmland-biodiversity.org

L'hétérogénéité temporelle quant à elle représente l'évolution du paysage au fil du temps. Elle peut être définie sur le long terme (cyclique) ou plus ponctuellement de par les modifications faites pas l'Homme (remembrement de parcelles, constructions, etc.) (González-Megias et al, 2011).

Sotherton avait déjà fait ressortir dans son étude en 1984 que l'abondance de carabes sur les terres agricoles est en partie déterminée par la distribution et la disponibilité d'habitats adaptés. L'hétérogénéité de configuration et de composition d'un paysage peut répondre aux besoins concernant les différents sites essentiels aux arthropodes prédateurs. De plus, elle maximise les ressources nécessaires aux insectes : ressources nécessaires durant leur cycle de vie et ressources complémentaires. De plus, elles sont disponibles sur le

long terme ce qui permet de répondre aux besoins d'espèces qui n'ont pas la même phénologie.

En résumé, un grand nombre de facteurs, locaux comme paysagers, influencent les communautés et les services. La figure 2 recense en partie, quelques uns des facteurs que nous venons de voir dans ce II.

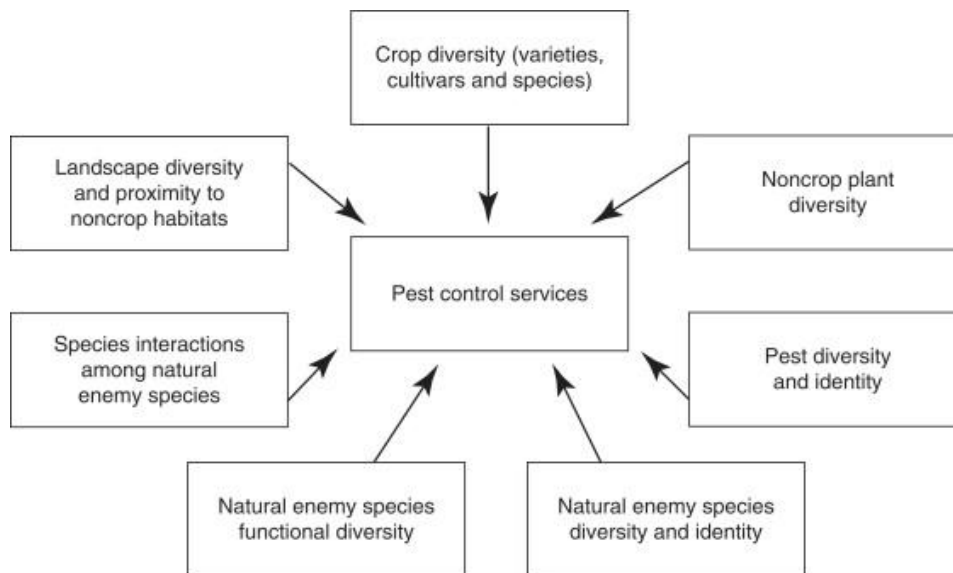


Figure 2: schéma des facteurs (locaux et paysagers) influençant le service écosystémique de prédation des ravageurs : la diversité de cultures, la diversité des adventices, la diversité des ravageurs, la diversité d'ennemis naturels ainsi que leur fonctions, les interactions entre ravageurs et leur ennemis naturels, la diversité d'éléments paysagers et la proximité de zones semi-naturelles. Source : Philpott, 2013.

III- Contexte de l'étude et problématique scientifique

1- Présentation de l'organisme d'accueil et de ses missions

L'OSUR (Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes) est une composante de l'université de Rennes 1. Dans ce cadre, il fournit une mission de formation dans le domaine des sciences de la Terre, de l'écologie et de l'environnement. De plus, il assure des missions spécifiques d'observation des systèmes planétaires et environnementaux sur le long terme. C'est aussi une structure fédérative qui pilote les recherches en environnement, en associant les principaux laboratoires de cette thématique au sein du pôle scientifique rennais (CNRS, INRA, Université de Rennes 1 et 2, Agrocampus Ouest).

Une des ses thématiques de recherche est le paysage, thème sur lequel travaillent notamment l'unité PAYSACLIM, située au sein du laboratoire CNRS ECOBIO (Ecosystèmes, Biodiversité, Evolution), et l'unité INRA SAD Paysage. C'est dans ces unités que j'ai été accueillie durant mon stage. L'un de leur objectif est d'être en mesure de décrire les conséquences de l'évolution et de l'organisation du paysage (mosaïque des cultures et éléments paysagers) sur la biodiversité et les services écosystémiques qui y sont associés; mais également de mesurer l'impact de ces changements sur divers aspects des services. C'est dans ce contexte de recherche que s'inscrit le projet européen Farmland, qui vise à tester le rôle de l'hétérogénéité des cultures sur la biodiversité et les services écosystémiques.

2- Le projet Farmland, un projet européen

Les données de cette étude ont été récoltées dans le cadre du projet européen FARMLAND (2012-2015). Ce projet réunit des équipes de France, d'Allemagne, du Royaume Uni, d'Espagne et du Canada (farmland-biodiversity.org)

2.1- Contexte et problématique du projet

Dans un contexte de changement rapide du monde agricole, la production est devenue de plus en plus spécialisée, laissant place à des paysages dominés par un nombre réduit de cultures accompagné d'une hausse générale de la taille du parcellaire, induisant

des répercussions sur la biodiversité des paysages. Des études ont déjà démontré l'intérêt des habitats semi-naturels pour la biodiversité et les services écosystémiques. Cependant, les politiques agricoles mises en œuvre, qui encouragent la mise en place de bandes enherbées ou de haies entre les parcelles, nécessitent de sacrifier une partie de la surface de production et sont en contradiction avec certains des enjeux mondiaux comme la production et la sécurité alimentaire. Il a été suggéré que l'hétérogénéité spatiale des cultures elles-mêmes aurait peut-être un effet positif sur la diversité des plantes et des animaux sauvages et sur les services écosystémiques.

2.2- Objectifs de recherche

Le but du projet Farmland est d'étudier dans quelles mesures des modifications de la composition et de la configuration des cultures sont possibles (Figure 3) et si de telles modifications pourraient avoir un effet bénéfique sur la biodiversité et les services écosystémiques des paysages agricoles. Cela n'a encore jamais été étudié à une si grande échelle et en utilisant une approche si intégrée.

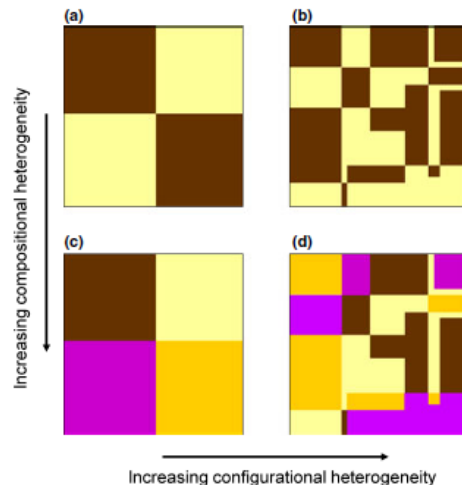


Figure 3: Illustration des deux principaux axes d'hétérogénéité : configuration et composition. Chaque couleur correspond à une couverture de sol et chaque air correspond à un paysage. Source : farmland-biodiversity.org

Si les effets de l'hétérogénéité des cultures sont avérés, il sera alors possible d'envisager la mise en place de nouvelles **orientations de gestion des paysages agricoles** plus acceptables économiquement, socialement et culturellement (farmland-biodiversity.org).

3- L'étude « Effet de la diversité et de l'organisation spatiale des cultures sur le service écosystémique de prédation » à l'intérieur du projet Farmland

3.1- Problématique et objectifs de recherche

L'objectif de cette expérimentation est d'évaluer spécifiquement l'effet des gradients d'hétérogénéité (configuration et composition) sur le service de prédation, le but étant de mieux comprendre afin de pouvoir gérer et «utiliser» les liens qui existe entre l'hétérogénéité au sein d'un paysage agricole et les conséquences sur les populations de prédateurs et le service de pradation. Cela nous a amené à nous poser la problématique suivante : ***en quoi la diversité et l'organisation spatiale des cultures influe t'elle sur le service de prédation dans les paysages agricoles ?***

3.2- Hypothèses

Dans le cadre de ce stage, centré sur l'effet de l'hétérogénéité de composition et de configuration sur les services écosystémiques, nous essayerons de savoir si :

- une mosaïque de culture composée de nombreuses parcelles (hétérogénéité de configuration) avec des diversités de cultures (hétérogénéité de composition) est favorable au maintien de la biodiversité de prédateurs et encourage leur service écosystémique de prédation.

Cette hypothèse repose sur le fait que :

- ✓ De petites parcelles offriraient un accès plus facile à différents habitats en limitant les distances de déplacements des individus; ainsi qu'une colonisation plus facile des parcelles, favorisant ainsi le service de prédation ;
- ✓ La diversité culturelle au sein du paysage serait favorable au service de prédation car elle offrirait une diversité d'habitats et de nourriture variée et importante, couvrant les différents besoins des espèces au cours de leur cycle de développement.

MATERIEL ET METHODES

I- Les sites d'études

1- Présentation de la zone d'étude : le Nord Ille et Vilaine

La Bretagne est la première région agricole de France, notamment en polyculture élevage. On y trouve plusieurs productions telles que la production laitière, la production de viande bovine, la production porcine, la production avicole et la production légumière. Avec une production laitière de près de 5 millions de litres de lait pour l'année 2010 (Agrest Bretagne), la Bretagne produit à elle seule 20% de la production laitière nationale. Le département d'Ille-et-Vilaine où se déroule notre étude, est le premier département français de production de lait (49% de la production bretonne (DRAAF Bretagne)) (Thenail, 1996) ce qui induit d'une part, d'importantes surfaces en herbe à des fins de fauche ou de pâturage, et d'autre part, d'importantes surfaces en maïs pour la production de maïs ensilage (ou fourrage). Il faut cependant noter une tendance à l'expansion de la surface en céréales d'hiver (principalement du blé), due à la conjoncture favorable des marchés internationaux (bretagne.synagri.com).

Cette étude a été menée sur la partie nord de l'Ille et Vilaine qui s'étend de Rennes à Pleine Fougères. Cette région se caractérise par un paysage de type bocager et un relief relativement varié. Le climat est de type océanique, doux et venteux, avec une humidité atmosphérique qui reste élevée toute l'année. Ce sont les sols schisteux et granitiques qui dominant (Diard, 2005).

2- Sélection des paysages

La première phase de l'étude a été effectuée par Colette Bertrand et Romain Georges. Ils ont ainsi sélectionné les différents paysages qui serviraient pour l'expérimentation, un paysage étant une zone d'étude de 1km². Au total, 30 paysages d'1km² ont été retenus (20 étant le minimum afin de faire des statistiques). L'échelle choisie doit être en adéquation avec la capacité de déplacement des espèces étudiées. C'est cette échelle de 1km² qui a été retenue. Cette dernière est d'ailleurs souvent employée pour les oiseaux (Concepcion et al., 2008; Guerrero et al, 2012), les carabes ou encore les araignées

(Millàn de la Pena et al., 2003 ; Weibull et al., 2000; Roschewitz et al., 2005, Clough et al., 2005)

La sélection des paysages s'est faite dans le but d'obtenir des paysages répartis le long d'un double gradient d'hétérogénéité : l'hétérogénéité de composition (diversité de cultures) et celle de configuration (agencement et taille du parcellaire). Ces deux composantes ont été décrites par les deux variables suivantes :

- la taille moyenne du parcellaire qui a pu être calculée grâce aux données du RPG (Registre Parcellaire Graphique, mis à disposition par l'ASP);
- la diversité culturelle, estimée grâce à l'indice de Shannon. Cet indice a pu être calculé grâce aux données de l'équipe Costel (Géographie, Université de Rennes2, CNRS) (carte d'occupation des sols).

Grâce au logiciel Fragstat, ces deux variables (taille moyenne du parcellaire et diversité culturelle) ont pu être calculées pour l'ensemble des paysages de 1km² du Nord Ille et Vilaine. Afin de limiter au maximum l'impact des éléments non agricoles (comme les routes, les bâtiments ou encore les zones semi-naturelles), seuls les paysages présentant entre 70 et 90% de surface agricole (pourcentage agricole représentatif de la région) ont été conservés. 4 classes de paysages ont ensuite été définies pour décrire le double gradient d'hétérogénéité:

- Faible diversité culturelle et grande taille du parcellaire ;
- Faible diversité culturelle et faible taille du parcellaire ;
- Grande diversité culturelle et grande taille du parcellaire ;
- Grande diversité culturelle et faible taille du parcellaire.

Après cette étape, 60 paysages, distants les uns des autres d'au moins 3,5 km ont été choisis de façon aléatoire au sein des 4 classes. La distance de 3,5 km entre les paysages permet d'assurer l'indépendance des paysages entre eux. Une vérification de l'occupation du sol a été nécessaire afin de vérifier la véracité des données initiales utilisées (découpage des parcelles et nature des cultures). Cette vérification s'est effectuée au cours de l'hiver 2012 et de l'été 2013. Une fois les données mises à jour, les variables d'hétérogénéité étudiées ont été recalculées afin d'en vérifier leur non corrélation (une corrélation étant le

signe d'une interdépendance des deux variables; il aurait alors été impossible de savoir la variable - hétérogénéité de composition ou de configuration - influençant les résultats durant l'analyse des données).

Au final, 30 paysages ont été retenus (Figure 4).

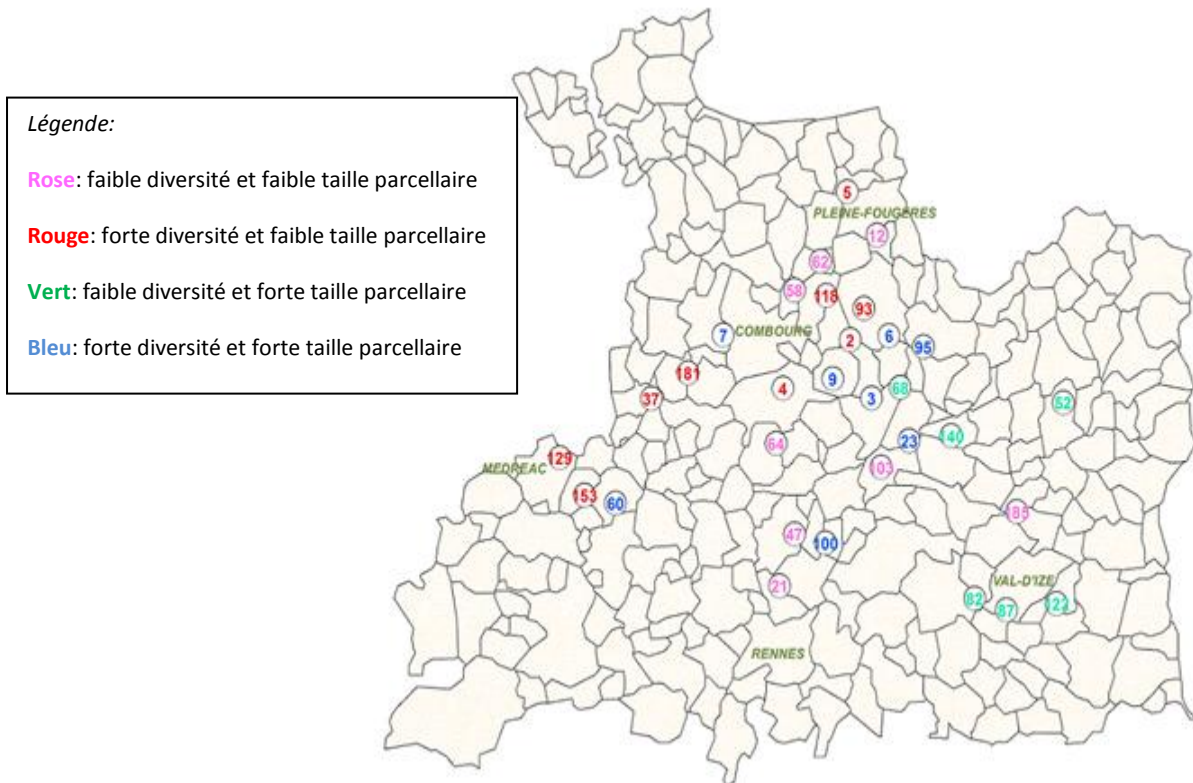


Figure 4: Carte des 30 paysages retenus sur le Nord Ille et Vilaine et classe d'hétérogénéité de composition et de configuration à laquelle ils appartiennent.

3- Calcul des variables paysagères pour les 30 paysages

Le calcul des variables c'est fait grâce à l'utilisation du logiciel QGIS, disponible gratuitement en ligne. C'est un système d'information géographique (SIG) libre multi plateforme. Il s'apparente au logiciel payant ArcGIS.

Les différentes variables calculées sont explicitées dans le tableau 1:

Tableau 1: Données paysagères utilisées. Les abréviations sont celles qui seront utilisées par la suite dans les différents modèles testés.

Variables paysagères	Abréviation utilisée	Unité
Part d'agriculture dans le paysage	PAgri	%
Indice de diversité de Shannon	Shannon_culture	-
Taille moyenne du parcellaire	MeanField_ha	ha
Longueur totale de haies	LgHaies_m	m
Occupation du sol en céréales	POcSolC	%
Occupation du sol en maïs	POcSolM	%
Occupation du sol en prairie	POcSolP	%
Occupation du sol en colza	POcSolCz	%
Occupation du sol en autres cultures	POcSolAt	%
Occupation du sol en eau	POcSolCE	%
Occupation du sol en éléments naturels	POcSolCNat	%
Occupation du sol en routes	POcSolCRt	%
Occupation du sol en surfaces bâties	POcSolCSB	%

L'indice de diversité Shannon est un indice qui permet en premier lieu de mesurer la biodiversité via la richesse spécifique et l'abondance d'espèces. Cet indice est également utilisé pour décrire l'hétérogénéité de composition d'un paysage. Dans notre cas, il a été calculé grâce aux données obtenues sur le logiciel QGIS selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

(« i » représentant ici la nature de la culture et « p_i » la proportion qu'occupe la culture « i » dans le paysage. On utilise la formule pour chaque type de culture qu'on additionne par la suite).

La figure 5 nous permet de vérifier que, comme souhaité lors du processus de sélection des paysages, cet indice de Shannon, représentant l'hétérogénéité de composition des nos paysages, n'est pas corrélé avec la variable « taille moyenne du parcellaire », représentant l'hétérogénéité de configuration de nos paysages.

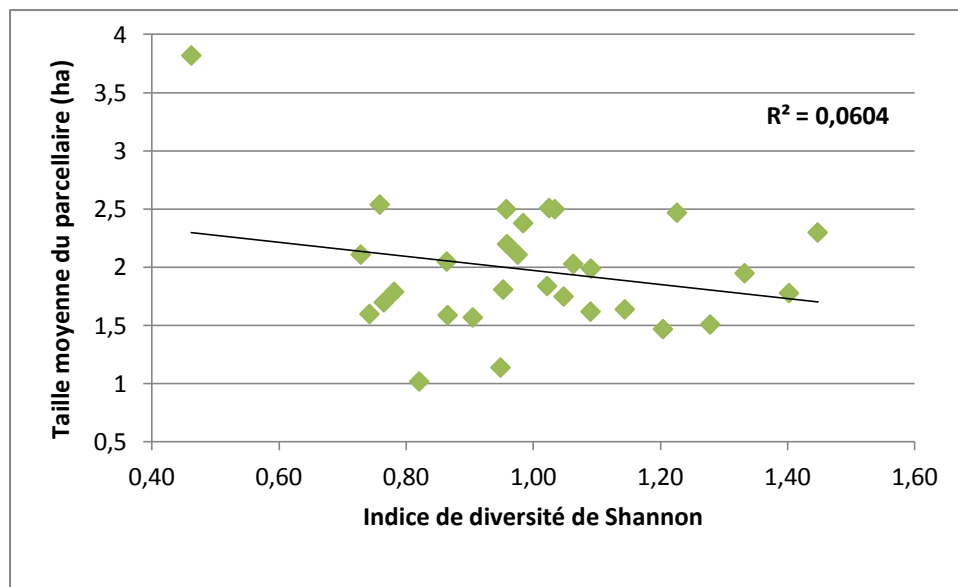


Figure 5: Graphique représentant la non corrélation entre les deux variables d'hétérogénéité spatiale des paysages

4- Sélection des points d'échantillonnage

En tout, trois parcelles ont été sélectionnées par paysage afin d'y effectuer des expérimentations (Figure 6). Le choix de ces parcelles s'est fait selon les critères suivants :

- La culture doit être représentative de la zone d'étude (choix d'une culture de blé, maïs ou prairie);
- La zone échantillonnée doit être à plus de 50m des éléments non agricoles (routes ou surface bâtie ;
- La distance entre deux zones échantillonnées est de 200m minimum afin qu'elles puissent être considérées comme deux éléments indépendants ;

Les parcelles échantillonnées doivent être bordées d'une haie afin de limiter tout impact du type de bordure.

Ce sont donc 90 parcelles qui ont été utilisées pour mener les différentes expérimentations.

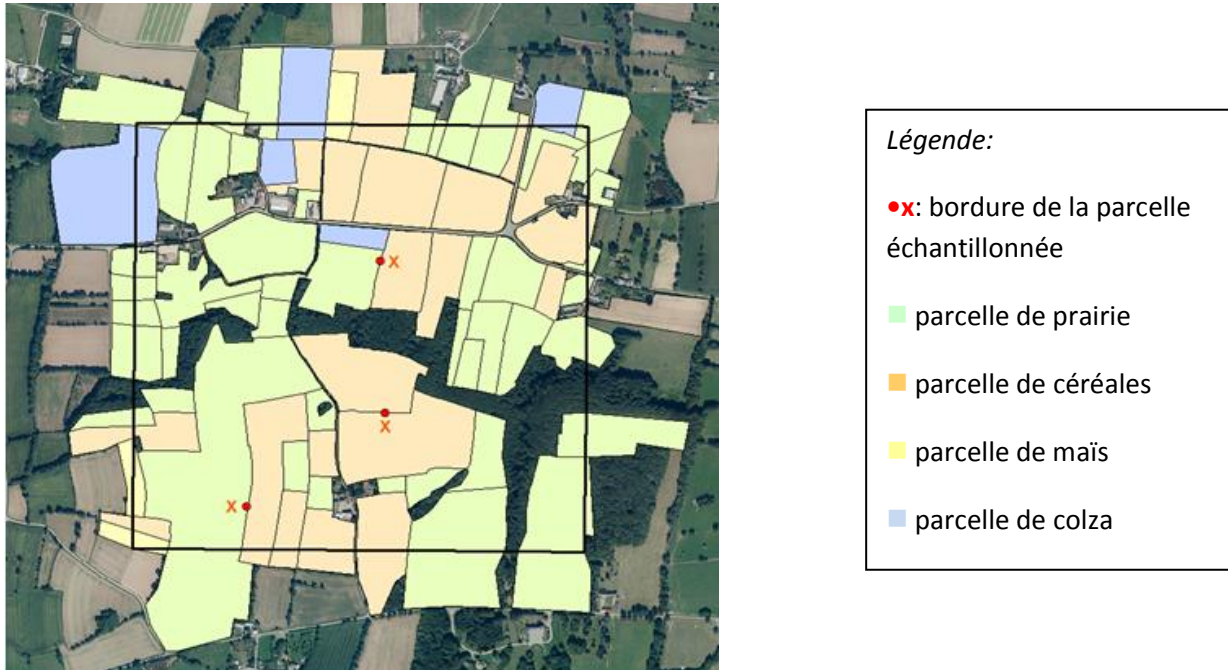


Figure 6: Exemple de paysage d'un km² et du choix des trois parcelles à échantillonner.

II- Expérimentations pour l'évaluation de la prédation des ravageurs

1- Modèle biologique : des pucerons pour mesurer la prédation

Les pucerons qui ont été utilisés pour mener cette étude sont des *Acyrtosiphon pisum*, plus communément appelés « pucerons verts du pois » (Figure 7). Ce sont de grands pucerons qui peuvent être élevés et manipulés facilement. Les pucerons sont des insectes de l'ordre des *hémiptères* et de la famille des *aphidés*. Le puceron vert du pois est un ravageur bien connu car il parasite de nombreuses plantes cultivées ou sauvages (pois fourrager, féveroles d'hiver, etc.) et occasionne des dégâts. Ces dégâts se font via la perforation de la plante par les pièces buccales piqueuse du puceron jusqu'à ce qu'il atteigne un des vaisseaux conducteur



Figure 7: photographie d'un puceron vert du pois.

de la sève élaborée de la plante. Une fois cela fait, il pompera la sève nutritive en continu ce qui induira des carences pour la plante et entrainera l'avortement des fleurs, une diminution du poids moyen des graines et une diminution du nombre de gousses produites, d'où une perte de rendement (bast.fr; Leclant, 1999).

2- L'expérimentation « cartes à pucerons »

La période choisie pour entreprendre l'expérimentation a été en adéquation avec le premier pic d'activité des insectes auxiliaires (en particulier des carabes et des araignées) c'est-à-dire au printemps. Pour chaque paysage, deux sessions d'expérimentation ont été réalisées à un mois d'intervalle, la session n°1 ayant été effectuée du 16.05.2013 au 10.06.2013 et la session n°2 du 13.06.2013 au 08.07.2013.

2.1- Préparation des cartes à pucerons

Les cartes ayant été utilisées pour conduire cette expérimentation ont été préparées à l'avance en laboratoire. Sur des carrés de papier ponce, 3 pucerons ont été collés à l'aide d'une colle incolore et inodore (pour ne pas influencer les insectes auxiliaires) (Figure 8) puis congelés jusqu'à utilisation, la congélation n'ayant aucun effet sur le caractère appétant des pucerons. Au total, 1800 cartes ont dû être réalisées.



Figure 8: Photographie d'une carte à pucerons. 3 pucerons sont collés sur un carré de papier ponce. Cette carte sera par la suite posée dans les parcelles à échantillonner afin d'y tester le potentiel de prédation de chacune d'elles.

2.2- Mise en place sur la parcelle

Sur chaque parcelle échantillonnée, la prédation a été évaluée au centre de la parcelle. Pour ce faire, deux transects, placés respectivement à 40m et 50m de la bordure, ont été mis en place (Figure 9). Chaque transect est constitué de 5 cartes à pucerons (carte de 3 pucerons chacune) (Figure 9). Les cartes sont posées à même le sol et maintenues grâce à une épingle (Figure 10). La distance entre deux cartes doit être d'au moins d'10m et la durée de pose est de 24h.

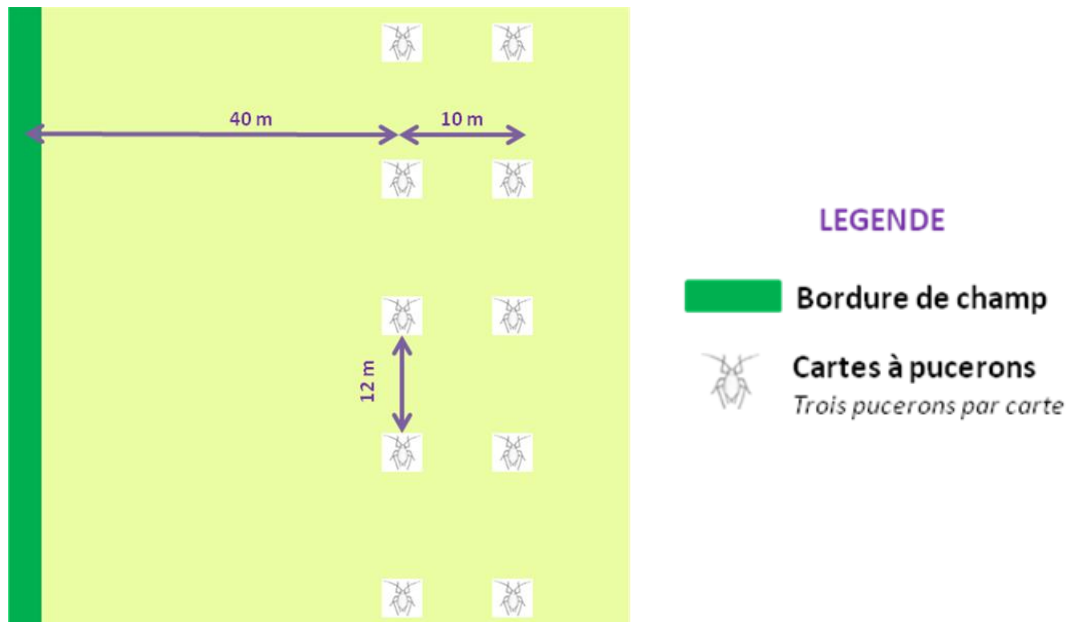


Figure 9: Schéma de pose des cartes à pucerons à raison de deux transects de 5 cartes chacun par parcelle échantillonnée.



Figure 10: Photographie d'une carte à pucerons posée au sol dans une parcelle de maïs afin d'évaluer la prédation. Elle est récupérée après 24h de pose sur la parcelle.

2.3- Récupération des cartes à pucerons

Lors de la récupération des cartes, le comptage des pucerons prédatés se fait directement dans le champ. Sur une fiche terrain sont répertoriés la date, le numéro de la visite, le site d'échantillonnage, le paysage, si la carte a bien été récupérée et enfin le nombre de pucerons prédatés (Annexe I).

En même temps que les cartes à puceron, d'autres protocoles ont été mis en place sur les mêmes parcelles. Ces autres protocoles ont servis pour d'autres études du projet Farmland (annexe II).

III- Analyses statistiques

Les données analysées dans ce rapport sont celle obtenues grâce aux résultats de l'expérimentation des cartes à pucerons. Elles ont été saisies dans un tableau Excel avant d'être étudiées grâce au logiciel gratuit *R* version 2.15.1. Disponible en ligne, il est puissant et utilisé par un nombre croissant de chercheurs dans le monde (Poinsot, 2005).

Le potentiel de prédation à l'échelle de la parcelle a été mis en relation avec deux types de variables statistiques : des variables descriptives de facteurs locaux de la parcelle et des variables descriptives du paysage, autour de la parcelle.

Les variables à l'échelle de la parcelle sont: **la nature de la culture**, ici des céréales (C) du maïs (M) ou des prairies (P) ; **la hauteur du couvert** en cm (H_cultures) au moment de l'expérimentation sur les parcelles, **la taille des parcelles échantillonnées** en ha (Taille_parcelle_ha) et enfin la **session** de piégeage (Session), avec la session 1 (du 16.05.13 au 10.06.13) et la session 2 (du 13.06.13 au 08.07.13).

Les variables à l'échelle du paysage sont celles décrites dans le tableau 1 : **l'indice de diversité de Shannon** (Shannon_Culture) ; **la taille moyenne du parcellaire** (MeanField_ha) ; **la longueur totale de haies** (LgHaies_m) ; **le pourcentage d'occupation du sol en céréales** (POcSolC) ; **le pourcentage d'occupation du sol en maïs** (POcSolM) ; **le pourcentage d'occupation du sol en prairie** (POcSolP) ; **le pourcentage d'occupation du sol en autre**

culture dont le colza (POcSolAt) ; le **pourcentage d'occupation du sol en eau** (rivière, mare, étang) (POcSolE) ; le **pourcentage d'occupation du sol en bois, plantation, forêt** (POCcSolNat) ; le **pourcentage d'occupation du sol en routes** (chemins et route en dur) (POcSolRt) et le **pourcentage d'occupation du sol en surface bâtis** (POcSolSB) (cf 1.3).

1- Distribution des données

Avant de commencer toutes analyses statistiques, il faut connaître la distribution de la variable à expliquer (ici le taux de prédation à l'échelle de la parcelle, Figure 11).

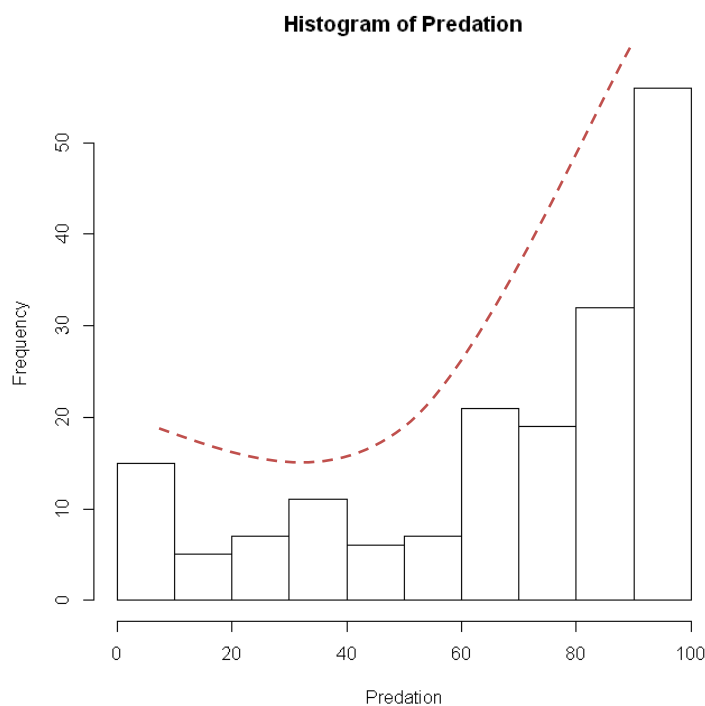


Figure 11: Histogramme sous R de la variable « pourcentage de prédation à la parcelle ». On remarque que la majorité des données présentent un fort taux de prédation (plus des trois quart des parcelles présentent un taux de prédation entre 80% et 100%).

Les données de prédation à l'échelle de la parcelle suivent une loi binomiale. En effet, la variable « prédation » ne peut prendre que deux modalités : puceron prédaté (1) ou puceron non prédaté (0). Cette distribution des données conditionne les tests statistiques : nous sommes dans le cas de tests non paramétriques.

Une loi binomiale est régit par trois paramètres :

- p : la probabilité de succès. (ici le pourcentage de prédation des pucerons par parcelles) ;

- q : la probabilité inverse (échec) (ici la non prédation des pucerons) ;
- n : le nombre de répétition (ici, 3 parcelles x 30 pucerons par parcelle x 2 répétitions = 180)

En théorie, la variance des données suivant une loi normale est égale à $n * p * q$. Dans le cas des données récoltées sur le terrain, la variance observée est fortement supérieure à la variance théorique. On assiste donc à un problème de surdispersion des données. Pour pallier à ce problème, nous considérerons que nos données suivent une loi **quasi-binomiale** (loi qui permet de prendre en compte les problèmes de surdispersion des données).

2- Test de l'influence des variables locales

Afin de savoir si les différentes variables dites « locales » que nous avons relevées doivent être prises en compte dans les modèles, nous avons testé l'effet de chacune d'entre elles sur le taux de prédatons des pucerons à la parcelle.

La variable « nature de la culture » est une variable qualitative (céréales/maïs/prairie), tout comme notre variable à expliquer (prédation/non prédation) et les données sont indépendantes. C'est donc un test de Khi^2 qui a été effectué.

La variable « session » est également une variable qualitative (session 1/session 2) mais les données sont appariées. En effet, le taux de prédation en session 2 est évalué sur les mêmes parcelles que le taux de prédation en session 1. C'est donc un test de *Mac Nemar* qui a été réalisé (annexe III).

Les variables « taille de la parcelle échantillonnée » et « hauteur de la culture » (variables quantitatives) pourront quant à elles être analysées grâce à des Modèles Linéaires Généralisés (GLM).

3- Influence des variables paysagères

La première étape, avant de construire des modèles, consiste à tester la corrélation des variables explicatives. En effet, deux variables fortement corrélées entre elles ne pourront pas être intégrées dans le même modèle. Pour tester cette corrélation, nous avons utilisé le coefficient de Spearman. Lorsque ce dernier est supérieur ou égal à ± 0.7 , les

variables sont considérées comme redondantes. Un choix s'impose alors pour garder celles qui seront intégrées dans le modèle statistique.

Les variables paysagères sont toutes des variables continues. Leur influence sur le taux de prédation à la parcelle sera testée grâce à la construction de Modèle linéaire Généralisés (GLM), pour des données suivant une distribution quasi-binomiale.

Afin de pouvoir construire le meilleur modèle final, nous avons décidé de partir du modèle le plus complet possible, à savoir celui qui intègre l'ensemble de variables paysagères disponibles (après sélection sur les variables trop corrélées entre elles). Nous avons ensuite fait le choix d'utiliser une procédure pas à pas, dans le but d'obtenir d'éliminer les variables non significatives, mais également d'obtenir le modèle le plus simple possible, qui serait le plus parcimonieux.

RESULTATS

I- Influence des variables locales sur le potentiel de prédation des ravageurs.

1- Vérification de la non corrélation entre variables et choix des variables retenues

Nous avons estimé les corrélations entre les différentes variables locales, à savoir : la nature de culture, la session, la hauteur de culture et la taille de parcelle échantillonnée (figure 12).

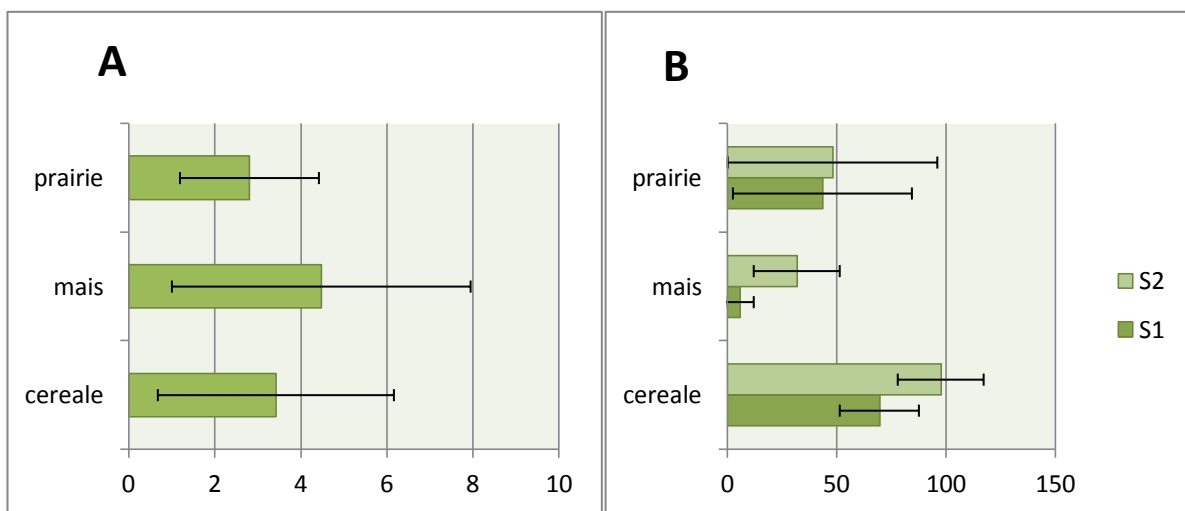


Figure 12: Diagrammes A) taille moyenne de la parcelle échantillonnée en fonction de la nature de culture; B) hauteur du couvert en fonction de la nature de culture et de la session de piégeage. Les barres d'erreurs correspondent aux écarts types.

En vue des moyennes et des écarts types, la figure 12A montre qu'il n'existe pas de corrélation entre la variable « nature de culture » et « taille de la parcelle échantillonnée ».

Cependant, on observe sur la figure 12B que la hauteur du couvert n'est pas indépendante de la nature de la culture et de la session. Cette hauteur est très variable dans les parcelles de prairie. Mais en ce qui concerne les parcelles cultivées de maïs et de céréales, l'histogramme montre que : premièrement, la hauteur respective des deux cultures est plus importante en session 2 qu'en session 1 (développement et croissance des cultures entre les deux sessions) et que deuxièmement, la hauteur de culture (en lien avec la phénologie de ces deux couverts) est plus faible en maïs que pour les céréales.

Afin d'éviter de prendre en compte des variables risquant d'être redondantes dans les modèles, la variable « hauteur de culture » a été écartée. Nous garderons les variables « nature de culture » et « session ».

2- Analyses exploratoires de la relation entre les variables locales retenues et le taux de prédation observé

Une analyse descriptive exploratoire des variables locales « nature de culture », « session » et « taille de la parcelle » nous permet d'avoir une première idée de l'effet potentiel de ces variables sur le taux de prédation des pucerons à l'échelle de la parcelle.

La figure 13 nous montre que le taux de prédation est plus important sur les parcelles de céréales et de prairie que sur les parcelles de maïs. On s'attend donc à ce que la variable « nature de culture » ait un effet significatif sur le taux de prédation.

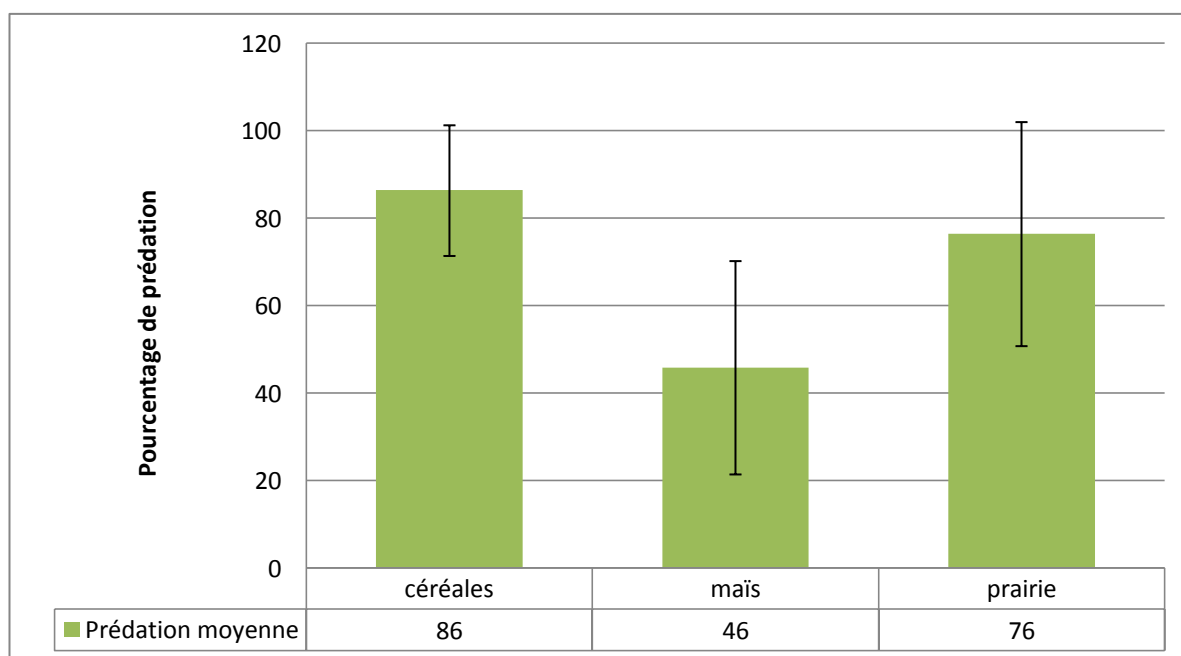


Figure 13: Graphique représentant le taux de prédation en fonction de la nature de culture lors de l'expérimentation totale. Les barres d'erreurs représentent les écarts-type de chaque variable.

En observant la figure 14, nous pouvons voir que le taux de prédation est plus important lors de la deuxième session d'expérimentation.

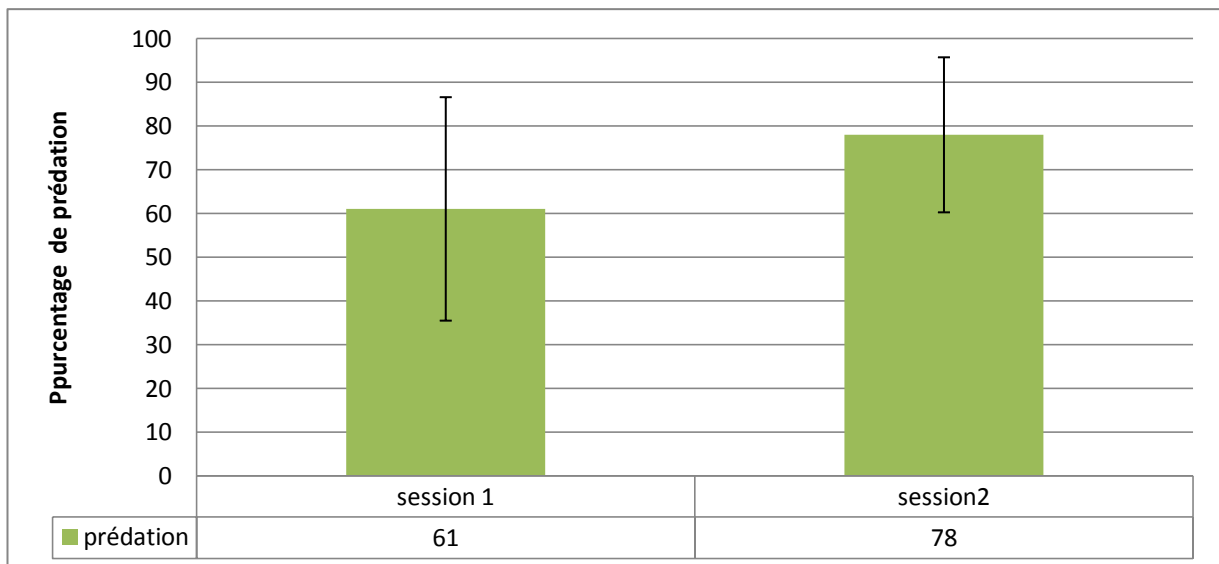


Figure 14: Graphique représentant le taux de prédation en fonction de la session d'expérimentation. Les barres d'erreurs représentent les écarts type de chaque variable.

La figure 15 ne permet pas de voir réellement si la taille de la parcelle échantillonnée a bien une influence sur le potentiel de prédation. Cependant, on s'attend à retrouver une influence (légère) négative avec l'augmentation de la taille du parcellaire. Nous observons aussi que quelques parcelles sortent du lot en raison d'une surface extrêmement importante par rapport aux autres.

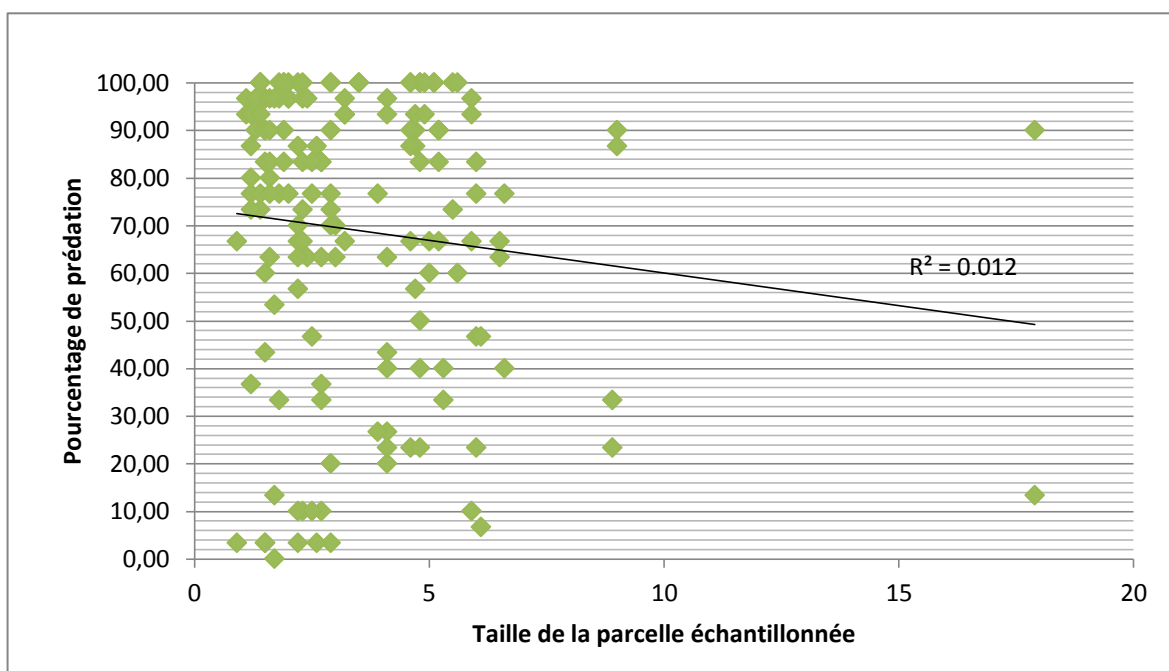


Figure 15: Graphique représentant le pourcentage de prédation en fonction de la taille de la parcelle échantillonnée.

3- Tests de l'effet des variables dites « locales » sur le taux de prédation

3.1. Facteur nature de culture

Un test de Khi^2 met en évidence la significativité de la variable « Nature de culture » ($p < 0.001$) (le seuil de significativité étant fixé à $p = 0.05$). Au rappel de la figure 14, le taux de prédation est plus important dans les parcelles de céréales et dans les parcelles de prairie que dans les parcelles de maïs.

3.2. Facteur session

Un test de Mac Nemar met en évidence la forte significativité de la variable « session » ($p < 0.001$) ce qui appuie les résultats de la figure 15. Le taux de prédation est plus élevé au cours de la seconde session de piégeage, en comparaison avec la première session.

3.3. Facteur taille de la parcelle échantillonnée

Les résultats d'un GLM (famille quasi-binomiale) montrent que la taille de la parcelle échantillonnée est une variable qui influence le taux de prédation à la parcelle ($p < 0.01$).

Tableau 2: Influence de la variable « Taille de la parcelle échantillonnée » sur la variable « taux de prédation ». Analyse par GLM sous modèle quasi-binomial.

	Estimate	Pr(> t)
(Intercept)	1.19529	< 0.001 ***
Taille_parcelle_ha	-0.09234	0.00994 **

La taille de la parcelle échantillonnée influence négativement le taux de prédation (Tableau 2) : plus la parcelle échantillonnée est grande, plus le taux de prédation sera faible.

4- Conclusion sur l'influence des variables locales sur le taux de prédation

Les trois variables que nous venons d'étudier : nature de culture, session et taille de la parcelle échantillonnée, ont donc un effet significatif sur le nombre de pucerons prédatés. Ces variables locales sont donc à prendre en compte dans les modèles qui visent à tester l'impact des variables paysagères sur le taux de prédation des pucerons à l'échelle de la parcelle.

II- Influence des variables paysagères sur le potentiel de prédation des ravageurs :

1- Corrélation entre variables paysagères et choix des variables retenues

Le tableau 3 présente le coefficient de corrélation de Spearman des différentes variables paysagères. Cette étape nous a permis de vérifier la non corrélation de toutes les variables paysagères entre elles.

Tableau 3: Coefficient de corrélation de Spearman des différentes variables paysagères. Les variables suivantes : indice de diversité de Shannon (Shannon_Cultures) ; taille moyenne du parcellaire (MeanFiled_ha) ; longueur de haies en m (LgHaies_m) ; pourcentage d'occupation du sol en céréales (POcSolC) ; pourcentage d'occupation du sol en maïs (POcSolM) ; pourcentage d'occupation du sol en prairie (POcSolP) ; pourcentage d'occupation du sol en autres cultures dont colza (POcSolAt) ; pourcentage d'occupation du sol en eau (POcSolE) ; pourcentage d'occupation du sol en éléments naturels (POcSolNat) et pourcentage d'occupation du sol en surface bâtie dont chemins et routes (POcSolSB).

p (Spearman)	Shannon_Cultures	MeanFiled_ha	LgHaies_m	POcSolC	POcSolM	POcSolP	POcSolAt	POcSolE	POcSolNat	POcSolSB
Shannon_Cultures	1.0000									
MeanFiled_ha	-0.0571	1.0000								
LgHaies_m	-0.4459	-0.5873	1.0000							
POcSolC	0.4805	0.1064	-0.3061	1.0000						
POcSolM	0.6961	0.0446	-0.2197	0.0865	1.0000					
POcSolP	-0.8652	-0.0557	0.4719	-0.6488	-0.7056	1.0000				
POcSolAt	0.6967	-0.2571	-0.2948	0.2702	0.2393	-0.4755	1.0000			
POcSolE	-0.0941	-0.3634	0.3183	-0.1677	-0.0725	0.1402	-0.0476	1.0000		
POcSolNat	0.1264	-0.1130	-0.3231	-0.0766	0.0433	-0.1930	0.2754	-0.3108	1.0000	
POcSolSB	-0.0808	-0.0994	0.2337	-0.1516	0.0141	0.0489	-0.1025	0.4488	-0.5284	1.0000

Les pourcentages d'occupation du sol en prairie, maïs et autres cultures (dont colza) sont fortement corrélés avec l'indice de diversité de Shannon (Tableau 3, ronds rouges et verts) : les paysages qui présentent les indices de diversité de Shannon les plus élevés sont ceux qui possèdent le plus de parcelles en maïs ainsi qu'en autres cultures dans leur surface agricole (Figure 16 A et C) ; ce sont également ceux qui présentent le moins de prairie (Figure 16 B).

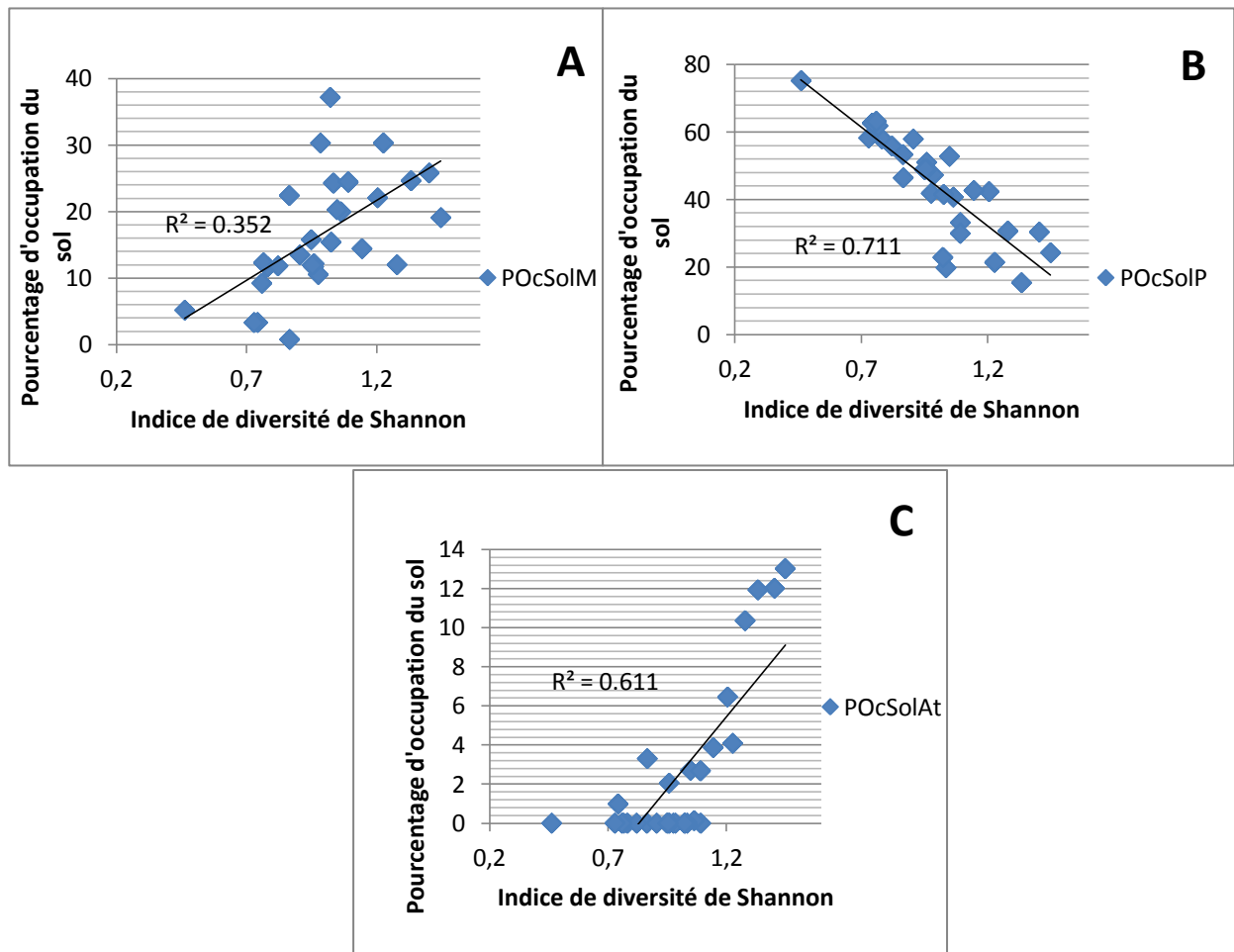


Figure 16: Graphique des corrélations existantes entre l'indice de diversité de Shannon et le pourcentage d'occupation du sol en A] maïs; B] prairie et C] autres culture dont colza.

Le choix a été fait de conserver la variable indice de diversité de Shannon dans nos modèles car elle représente l'un des facteurs que nous cherchons à étudier dans nos hypothèses de travail (hétérogénéité de composition).

Au total, 7 variables paysagères ont été retenues pour réaliser le modèle statistique auquel nous ajouterons donc les trois variables locales retenues précédemment.

2- Influence des variables paysagères sur le taux de prédation

Le premier modèle testé est le modèle le plus complet, intégrant l'ensemble des variables locales et paysagères retenues (Tableau 4)

Tableau 4: Modèle complet, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation.

MODELE TESTE

Modèle complet : Taux de prédation ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + Shannon_Culture + MeanField_ha + POcSolC_+ POcSolE_+ POcSolNat_+ POcSolSB_+ LgHaies_m

L'analyse de ce modèle (Tableau 5) montre que les variables qui apparaissent comme significatives ou proche de la significativité sont : la nature de culture ($p < 0.001$), la session ($p < 0.001$). Les variables qui sont proches de la significativité sont : la taille de la parcelle échantillonnée ($p < 0.1$), la taille moyenne du parcellaire ($p < 0.1$), l'occupation du sol en éléments naturels ($p < 0.1$), l'occupation du sol en surface bâtie ($p < 0.1$) et la longueur de haie ($p < 0.1$).

Tableau 5: Résultats de l'analyse de la variance du modèle complet, testant l'effet des variables locales et paysagères sur le taux de prédation. Le modèle testé est le suivant : `ModeleComplet = glm(cbind(Nb_P_Pred,Nb_P_NPred) ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + Shannon_Cultures + MeanFiled_ha + + POcSolC + POcSolE + POcSolNat + POcSolSB + LgHaies_m, family = quasibinomial)`

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			178	2628.7	
Nat_culture	2	926.26	176	1702.4	< 2.2e-16 ***
Session	1	277.45	175	1425	1.06E-09 ***
Taille_parcelle_ha	1	24.58	174	1400.4	0.0694 .
Shannon_Cultures	1	3.16	173	1397.2	0.51531
MeanField_ha	1	25.57	172	1371.6	0.064 .
POcSolC	1	0.3	171	1371.3	0.84063
POcSolE	1	1.37	170	1370	0.66828
POcSolNat	1	23.4	169	1346.6	0.07647 .
POcSolSB	1	22.71	168	1323.9	0.08091 .
LgHaies_m	1	20.76	167	1303.1	0.09518 .

Un deuxième modèle, n'intégrant que les variables significatives ou proches de la significativité a été construit (Tableau 6).

Tableau 6: Modèle 2, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation (après écartement des variables non significative du modèle complet).

MODELE TESTE

Modèle 2 : Taux de prédation ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + MeanField_ha + POcSolNat+ POcSolSB+ LgHaies_m

Une comparaison entre le modèle complet et ce deuxième modèle (Tableau 7, analyse de la variance par test de χ^2) montre que ces deux modèles ne sont pas significativement différents : le modèle complet ne permet pas un meilleur ajustement des données que le second modèle.

Tableau 7: Résultat de la comparaison du modèle complet et du modèle 2. Aucune différence significative entre le modèle de base et le modèle 2 n'est observée.

	Resid. Df	Resid. Dev	Df	Deviance	Pr(>Chi)
Modèle complet	170	1325.5			
Modèle 2	167	1303.1	3	25.57	0.3338

Dans un souci de parcimonie, on garde donc le modèle 2.

En analysant ce nouveau modèle, on remarque que deux variables ont perdu leur significativité (Tableau 8). Il s'agit de la taille moyenne du parcellaire et de la longueur de haie.

Tableau 8: Résultats de l'analyse de la variance du modèle 2. Le modèle testé est le suivant : `Modele2 = glm(cbind(Nb_P_Pred, Nb_P_NPred) ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + MeanFiled_ha + POcSolNat + POcSolSB + LgHaies_m family = quasibinomial)`

	Df	Deviance Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)	
NULL	178	2628.7				
Nat_culture	2	926.26	176	1702.4	2.20E-16	***
Session	1	277.45	175	1425	1.37E-09	***
Taille_parcelle_ha	1	24.58	174	1400.4	0.07133	.
MeanField_ha	1	18.7	173	1381.7	0.11577	
POcSolNat	1	24.16	172	1357.5	0.07378	.
POcSolSB	1	27.2	171	1330.3	0.05785	.
LgHaies_m	1	1.86	170	1328.5	0.62031	

En répétant la même logique, un troisième modèle (Tableau 9) a été construit, en enlevant cette fois encore les variables apparaissant comme non significatives.

Tableau 9: Modèle 3, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation (après écartement des variables non significative du modèle 2).

MODELE TESTE

Modèle 2 : Taux de prédation ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + POcSolNat+ POcSolSB+

Tableau 10: Résultat de la comparaison du modèle 2 et du modèle 3. Aucune différence significative entre le modèle 2 et le modèle 3 n'est observée.

	Resid. Df	Resid. Dev	Df	Deviance	Pr(>Chi)
Mod2	170	1328.5			
Mod3	172	1344.1	-2	-15.604	0.3562

Une fois encore, une comparaison entre ce modèle 3 et le modèle précédent (modèle 2) montre que ces deux modèles ne sont pas significativement différents (Tableau 10). Toujours pas soucis de parcimonie, on choisi donc de garder ce troisième modèle.

Tableau 11: Résultat de l'analyse de la variance du modèle 3. Le modèle testé est le suivant : `Modele3 = glm(cbind(Nb_P_Pred,Nb_P_NPred) ~ Nat_culture + Session + Taille_parcelle_ha + + POcSolNat + POcSolSB, family = quasibinomial)`

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)	
NULL			178	2628.7		
Nat_culture	2	926.26	176	1702.4	< 2.2e-16	***
Session	1	277.45	175	1425	1.05E-09	***
Taille_parcelle_ha	1	24.58	174	1400.4	0.06933	.
POcSolNat	1	21.26	173	1379.1	0.09117	.
POcSolSB	1	35.04	172	1344.1	0.03011	*

L'analyse de ce troisième modèle montre que l'ensemble des variables explicatives retenues présentent un effet significatif ou proche de la significativité (Tableau 11).

L'élimination d'une de ces variables entraîne des modèles qui permettent un ajustement significativement moins adéquat des données. C'est donc le modèle 3 que nous avons retenu.

Les variables ayant un effet significatif sur le taux de prédation sont la nature de culture ($p < 0.001$) la session ($p < 0.001$) et le pourcentage d'occupation du sol en surface bâtie ($p < 0.05$). Les variables taille moyenne du parcellaire et occupation du sol en éléments naturels ont un effet à la limite de la significativité ($p < 0.1$).

La déviance après modèle n'est plus que de 1 344.1 par rapport à la déviance initiale qui était de 2 628.7 (Tableau 12).

Tableau 12: Résultats de l'explication de la déviance du modèle complet par le modèle 3.

Null	deviance:	2628.7	on 178 degrees of freedom
Residual	deviance:	1344.1	on 172 degrees of freedom

Ce modèle 3 explique ainsi 49% de la variation du taux de prédation à la parcelle.

Une comparaison de ce modèle au modèle nul (modèle n'intégrant aucune variable explicative) (Tableau 13) montre que cette part de variation expliquée par les variables retenues est bien significative.

Tableau 13: Résultat de la comparaison du modèle nul et du modèle 3. Les 49% de la variation du taux de prédation à la parcelle expliqués par le modèle 3 sont bien significatifs.

	Resid. Df	Resid. Dev	Df	Deviance	Pr(>Chi)
ModNULL	178	2628.7			
Mod3	172	1344.1	6	1284.6	<0.001

En s'intéressant au coefficient estimé de chaque variable (Tableau 14, rond rouge), nous pouvons conclure que:

- **il y a moins de prédation en maïs et en prairie par rapport aux céréales** (coefficients négatifs) ;
- **il y a plus de prédation durant la deuxième session** ;

- plus la surface bâtie augmente, moins il a y de prédation

Concernant les variables à la limite de la significativité, nous pouvons dégager des tendances :

- plus il y a d'éléments semi naturels dans les paysages plus il aurait de prédation ;

- plus la taille des parcelles échantillonnées est grande, plus le taux de prédation serait faible.

Tableau 14 : Coefficients estimés des variables explicatives du modèle final (modèle 3).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	2.2468	0.4384	5.125	7.93E-07	***
Nat_culturemais	-2.19018	0.21924	-9.99	< 2e-16	***
Nat_cultureprairie	-0.81047	0.28804	-2.814	0.00547	**
SessionS2	1.14925	0.19284	5.96	1.39E-08	***
Taille_parcelle_ha	-0.05938	0.03019	-1.967	0.05076	.
POcSolNat	0.6751	2.56347	0.263	0.79259	
POcSolSB	-7.00554	3.22359	-2.173	0.03113	*

DISCUSSION

○ Effet de l'hétérogénéité agricole

Les résultats de cette étude ont montré qu'il n'y a pas d'effets de l'hétérogénéité de composition culturale (diversité de Shannon) et celle de la configuration de la mosaïque agricole (taille moyenne du parcellaire) sur le potentiel de prédation des ravageurs. Les résultats obtenus sont plutôt surprenants compte tenu de la littérature scientifique, cela même si elle reste encore contrastée.

Bien que la littérature sur le service de prédation des ravageurs soit moins conséquente que celle sur les communautés de prédateurs, il existe des résultats contradictoires concernant l'effet de l'hétérogénéité liée aux cultures. La plupart du temps, on retrouve un effet positif de cette hétérogénéité sur l'activité et l'efficacité des prédateurs mais parfois, on ne retrouve aucun effet.

Dans une analyse de Bianchi et al (2006), il ressort que la plupart des études existantes ont trouvé une activité accrue des prédateurs dans les paysages complexes (dotés de petites parcelles d'éléments cultivés et non cultivés et connectées entre elles par de nombreuses interfaces), même si quelques unes de ces études n'ont mis en évidence aucun effet.

Gardiner et al (2009) ont également montré que la capacité d'un paysage à fournir des services de lutte biologique (dont la prédation des ravageurs) est fonction de la diversité du paysage agricole. D'autres études ont montré qu'une diversité de cultures augmente la biodiversité et les auxiliaires car il y a une accumulation des espèces associées à chaque type de culture et ce qui favorise le service de prédation des ravageurs (Devictor et Jiguet, 2007, Gardiner et al, 2010). Les différents types de cultures peuvent répondre aux besoins des auxiliaires durant tout leur cycle de vie en leur fournissant des ressources complémentaires tels que les sites de nidification ou encore de la nourriture complémentaire et diversifiée (Farhig et al, 2011).

L'effet de la configuration des cultures sur la prédation n'a pas été beaucoup étudié mais Bianchi et al (2006) concluent leur article sur le fait que la répartition spatiale des

cultures et des habitats non cultivés influencent la fonction de contrôle des ravageurs, notamment en facilitant les échanges entre ces éléments (Thomas *et al*, 1991 ; Petersen, 1999). Dans les paysages caractérisés par de petites parcelles avec un agencement complexe des cultures et des éléments non cultivés, l'activité de prédation des ennemis naturels serait plus élevée du fait d'interfaces (frontière entre deux parcelles) plus fréquentes entre cultures et éléments non cultivés, assurant ainsi une meilleure colonisation du milieu (Fahrig *et al*, 2011 ; Bianchi et Von der Werf, 2003).

Enfin, dans une méta-analyse, Chaplin-Kramer et al (2011) ont affirmé, en faisant la synthèse des résultats de 46 études, que les ennemis naturels des ravageurs avaient une réponse positive forte à l'hétérogénéité du paysage (diversité culturelle et agencement spatiale) (Schmidt *et al*, 2008). Ainsi, la complexité du paysage favorise généralement l'abondance et/ou la diversité des ennemis naturels (Bianchi *et al*, 2006 ; Drapela *et al*, 2009), ce qui renforcerait la prédation d'une manière générale. Cependant Chaplin-Kramer et al (2011) mettent en garde concernant les relations entre communautés d'ennemis naturels et services de contrôle des ravageurs : cette réponse des auxiliaires à l'hétérogénéité ne traduit pas forcément une hausse du service puisque l'abondance des ravageurs ne varie pas.

- **Relation entre structure et composition des communautés de prédateurs et efficacité de la fonction de prédation**

Nous pouvons supposer dans notre cas que l'absence d'effet des variables d'hétérogénéité agricole sur le taux de prédation est due au fait que ces mêmes variables n'ont pas d'effets sur les communautés de prédateurs. Une autre étude du projet Framland, centrée sur les communautés de prédateurs (Coléoptères Carabiques) dans les mêmes paysages (menée par Brillaut L.) permet de faire cette supposition. En effet, il n'a pas été observé d'effet de la diversité de Shannon des cultures et de la taille moyenne du parcellaire sur les communautés, tant sur l'abondance que sur la richesse spécifique. Or, plusieurs études, recensées notamment dans l'expertise scientifique collective de l'INRA (Le roux *et al.*, 2008) montrent qu'il existe un lien, et plus précisément une corrélation positive, entre la structure des communautés d'auxiliaires et l'intensité de la régulation des populations de ravageurs. De même, Bianchi et al (2006) montrent qu'en général, la perte de services

écosystémiques est associée à la perte globale de biodiversité. Enfin, un complexe diversifié d'ennemis naturel serait gage d'un bon service d'après Fox et al (2004) et Donaldson et al (2007).

Cependant, le lien entre structure des communautés et taux de prédation est encore aujourd'hui en débat aux vues des résultats mitigées de la littérature scientifique. Deux idées contradictoires sont recensées : dans un premier groupe d'études, une communauté simplifiée de prédateurs rend un service égal voir supérieur par rapport au service d'une communauté richement diversifiée (Rodriguez et Hawkins, 2000 ; Finke et Denno, 2004) ; au contraire, dans d'autres études, une communauté diversifiée offre un service plus efficace qu'une communauté plus « pauvre » (Losey et Denno, 1998 ; Schmidt *et al*, 2003 ; Snyder et Ives, 2003). Il serait donc imprudent de faire un raccourci hâtif et dire qu'une abondance et une diversité d'espèces de prédateurs est gage d'un service plus efficace car nos connaissances dans ce domaine sont encore trop restreintes et méritent d'être approfondies.

- **Rôle du type de paysage**

Une autre explication possible à l'absence d'effet de l'hétérogénéité agricole dans cette étude serait que les paysages échantillonnés sont très bocagers. En effet, même si la région Bretagne est la moins boisée de France, elle est dotée d'un réseau bocager (haies ou rangées d'arbres limitant les parcelles) encore étendu, malgré le fait qu'il s'est amenuisé depuis quelques années (bretagne-environnement.org). Ce bocage rend les paysages très complexes en comparaison avec des paysages de grandes cultures, plus ouverts et simples (on peut prendre comme exemple les plaines de Beauce). Or, plusieurs études témoignent de l'importance des éléments semi-naturels tels que les haies dans la persistance et la dispersion d'espèces carabiques dans les paysages agricoles (Petit & Burel, 1998 ; Varchola & Dunn, 2001). On peut ainsi émettre une hypothèse : du fait que la complexité paysagère entraîne déjà un effet positif marqué sur la biodiversité et les services associés, il masquerait peut être l'effet du à la diversité de la mosaïque agricole.

Dans des paysages beaucoup plus simples (paysages de grandes cultures), nous pouvons supposer que les effets des variables paysagères sur la prédation auraient été plus marqués comme nous le montre la figure 17.

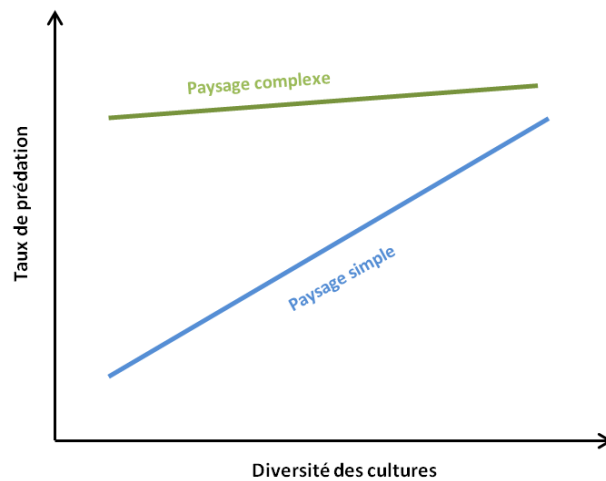


Figure 17: Schéma explicatif de l'impact du type de paysage et de la diversité culturelle sur le taux de prédation. Un paysage complexe est susceptible d'avoir un fort taux de prédation même avec une diversité culturelle faible. Ce taux de prédation ne répondra que faiblement à une augmentation de la diversité culturelle, alors que dans les paysages simples, il sera très fortement influencé

Cette supposition pourra être testée dans le cadre du projet européen Farmland car ce projet prend en compte différentes zones d'études, présentant des complexités paysagères très différentes. (cf. figure ci-dessous). Il serait donc intéressant de comparer nos résultats avec ceux des autres zones d'étude du projet, l'accès aux données n'étant pas encore possible pour le moment.

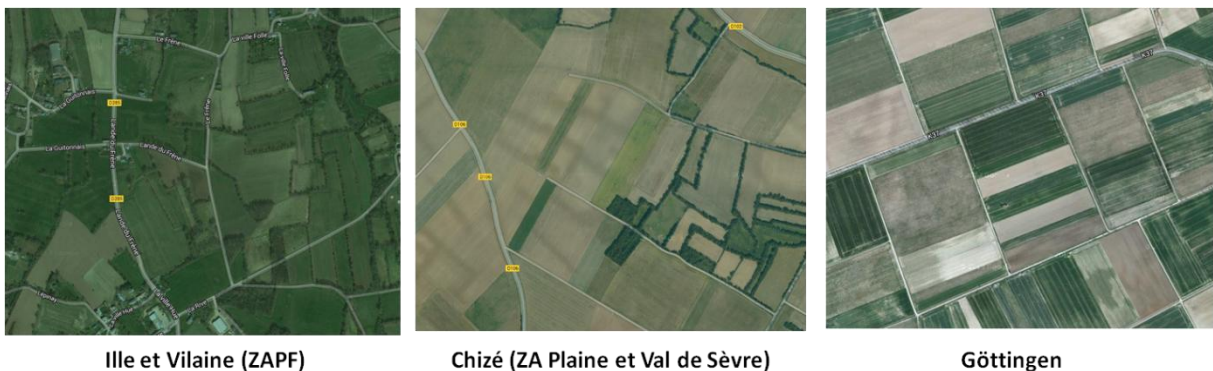


Figure 18: Exemple de différentes complexités du paysage. Le paysage d'Ille et Vilaine est de type bocager ; le paysage de Chizé est de type intermédiaire ; enfin le paysage de Göttingen est de type grande plaine de cultures.

Enfin, il semble important de souligner le fait que ces différents types de paysages sont généralement liés à des systèmes de production agricole différents. La Bretagne est une région spécialisée en polyculture élevage (cf I.1 du matériel et méthodes), ce qui induit une présence importante de prairies dans les paysages, qu'elles soient pâturées ou fauchées. Les corrélations entre les différentes variables paysagères étudiées dans ce rapport nous ont d'ailleurs permis de montrer que la diversité des cultures des paysages était fortement liée au pourcentage de prairies dans le paysage: les paysages qui présentent les indices de Shannon les plus faibles sont ceux qui présentent également le plus de prairies.

Les cultures pérennes comme les prairies permanentes de longue durée sont souvent citées comme ayant un fort intérêt écologique pour la biodiversité et les services associés car elles offrent un habitat riche en nourriture pour beaucoup de prédateurs, améliorant ainsi leur chance de survie et leur reproduction (Landis *et al*, 2000 ; Sutherland et Samu, 2000). Les prédateurs peuvent passer d'une ressource alimentaire à une autre tout au long de la saison (Östman *et al*, 2001). Par conséquent, la quantité de prairies dans les paysages les moins diversifiés pourraient contrebalancer la faible diversité culturelle.

- **Gradients des descripteurs d'hétérogénéité**

De part le système de production agricole qui caractérise la zone d'étude, les paysages étudiés, bien qu'étant répartis sur un double gradient d'hétérogénéité spatiale (composition et configuration), restent assez semblables les uns aux autres. La variabilité des indices de Shannon et de taille moyenne du parcellaire est en effet assez faible.

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon s'étalonnent entre 0.46 et 1.44, la diversité étant apportée essentiellement par les quelques parcelles de colza présentes dans les paysages. En ce qui concerne la taille moyenne du parcellaire, elle aussi varie très peu, allant de 1.02 ha pour les plus petites moyennes à 3.82 ha pour les plus grandes.

Ce faible gradient pourrait ne pas être suffisant pour mettre en évidence un effet de ces variables sur le taux de prédation.

Comme dit précédemment, l'intérêt du projet Farmland est qu'il prend en compte plusieurs zones d'étude différentes ce qui va donc permettre d'avoir un gradient final beaucoup plus large quant à ces deux variables.

- **Le choix des descripteurs d'hétérogénéité**

Nous pouvons émettre des observations critiques quant aux descripteurs utilisés pour décrire l'hétérogénéité, en particulier concernant l'indice de diversité de Shannon, qui nous a permis d'évaluer l'hétérogénéité de composition culturelle agricole.

En effet, cet indice prend en compte beaucoup de variables. Nous l'avons construit grâce à la part (en pourcentage) de chaque type de culture (céréales, maïs, prairies, colza ou autres) par rapport à la surface agricole totale présente sur le paysage. Il peut exister un biais non négligeable à cause de cette synthétisation, qui entraîne inévitablement une perte d'information. Un paysage possédant une moitié de sa surface en céréales et l'autre moitié de sa surface en maïs aura le même indice qu'un paysage possédant une moitié de sa surface en colza et l'autre moitié de sa surface en prairie. L'aspect "nature de culture" n'est donc pas du tout pris en compte dans cet indice. Or, comme nous le témoignent nos résultats issus de l'analyse de l'influence des paramètres locaux, ainsi que plusieurs études, le type de couvert influence fortement le taux de prédation et les communautés (Maillet-Mezeray et al, 2011).

Le descripteur de l'hétérogénéité de configuration quant à lui est un indice moyenné car c'est une moyenne de la taille du parcellaire du paysage. Une fois encore, cela ne permet pas d'être précis et tout comme l'indice de diversité de Shannon, cet indice ne reflète pas totalement la configuration des parcelles. Avec la seule valeur de ce descripteur, il est impossible de connaître l'agencement des parcelles entre elles. Par agencement, on entend la répartition spatiale de chaque type de culture au sein d'un paysage : les différentes natures de cultures sont-elles inter-agencées entre elles ou chaque nature de culture est-elle regroupée au même endroit dans le paysage ? (Figure 19)

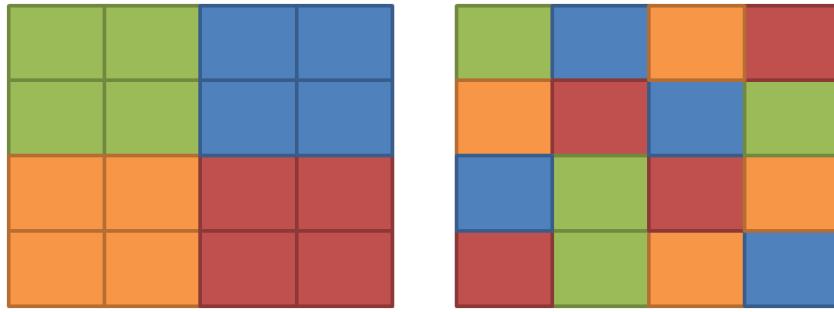


Figure 19: Exemple de deux paysages présentant les mêmes indices de diversité de Shannon et de taille moyenne du parcellaire, mais ayant un arrangement spatial des cultures totalement différent.

D'autres indices auraient peut être été plus appropriés pour représenter les hétérogénéités étudiées. Concernant la diversité culturelle, il aurait peut être été préférable de ne pas utiliser d'indice unique et de regarder plus simplement l'effet de chaque type de cultures sur le taux de prédation. Concernant l'hétérogénéité de configuration, il aurait été peut être plus intéressant et plus représentatif de prendre en compte le nombre et la longueur des interfaces entre cultures de même nature et entre cultures de nature différente.

- **Effet des autres caractéristiques paysagères**

La seule variable paysagère qui ressort comme ayant un impact sur le taux de prédation des ravageurs est le pourcentage d'occupation du sol en surface bâtie. Cette variable prend en compte les surfaces urbanisées d'une façon générale (les routes, les chemins, les habitations etc.). On peut supposer que veut que plus il y a de surface bâtie (qui sont considérées comme des surfaces hostiles), moins il y a d'habitats (tout habitat confondu) pour les auxiliaires d'où l'effet négatif trouvé dans nos résultats sur la prédation des ravageurs.

De plus, les surfaces bâties sont négativement corrélées avec les surfaces en éléments semi-naturels. En effet, lors de la sélection des sites d'étude, nous avons choisi des paysages avec un pourcentage d'agriculture représentant en moyenne 80% de la surface totale du paysage. Les 20% restants étant par conséquent soit en surface bâtie, soit en éléments semi-naturels.

On peut donc supposer que l'effet négatif du bâti pourrait traduire également un effet sous-jacent de la variable « occupation du sol en éléments semi-naturels » qui elle,

représente un habitat favorable aux communautés de prédateurs et ressort comme étant seulement proche de la significativité dans notre modèle final. Ainsi, un plus faible pourcentage de surface bâti induit souvent un plus fort pourcentage de surface en zone semi-naturelles, ce qui est favorable à la biodiversité et aux services et inversement. Ceci apporte des éléments supplémentaires d'explication à l'effet négatif de la variable "pourcentage d'occupation du sol en bâti".

Beaucoup d'études montrent que ces éléments semi-naturels présentent presque systématiquement un impact fort et positif sur les communautés et les services écosystémiques (Kremen *et al.*, 2004 ; Tschardtke *et al.*, 2007). Les auxiliaires se servent des champs pour se nourrir et des zones semi-naturelles comme refuge afin d'hiberner ou se reproduire (Oin *et al.*, 2000). Cet habitat peut donc être un refuge ou peut servir de réservoir pour la colonisation des parcelles par les auxiliaires, favorisant ainsi les services. (Gàmez-Viruès *et al.*, 2007).

Les parcelles cultivées sont considérées comme instables et éphémères à cause de perturbations qu'elles subissent (récolte, changement de culture, travail du sol, apport de produits chimiques, etc.) (Landis et Merino, 1999) par rapport aux zones non agricoles (bois, friches etc.) qui sont moins perturbées (Duelli *et al.*, 1999 ; Klein *et al.*, 2002) et qui deviennent alors des réservoirs vitaux dans les paysages agricoles (Letourneau, 1998).

○ Effet des caractéristiques locales

L'étude de l'impact des facteurs locaux (ici la nature de culture, la session ou la taille de la parcelle échantillonnées) ne font pas partie des objectifs d'étude du projet Farmland. Cependant, ce sont ces variables qui sont ressorties comme ayant le plus fort impact sur le taux de prédation. Il est donc pertinent de nous y intéresser.

- Effet de la nature de culture

Les résultats montrent un effet fort de la nature de la culture échantillonnée. La prédation des pucerons est plus importante dans les parcelles de céréales d'hiver que dans

les parcelles de prairies et de maïs, et plus élevée dans les parcelles de prairies par rapport au maïs. Cet effet a aussi été retrouvé dans l'étude sur les communautés. L'abondance et la richesse spécifique des carabes sont plus élevées dans les parcelles de céréales d'hiver. Ce résultat peut être responsable d'un taux de prédation supérieur dans les céréales d'hiver. Riechert et Lawrence (1997) quant à eux, ont observé un service plus efficace chez les araignées quand plusieurs espèces étaient présentes que quand il n'y en avait qu'une seule. Faisons attention encore une fois car comme dit précédemment, les résultats des études restent mitigés sur la relation entre structure de la communauté et efficacité du service.

La littérature récente quelques études qui retrouvent elles aussi une influence du type de couvert. Dans l'ensemble, les cultures d'hiver sont les plus favorables aux prédateurs (Kromp, 1999 ; Maillet-Mezeray et al, 2011 ; Collin et al, 2002) alors qu'un sol nu, comme c'est le cas dans les maïs d'avril à juin, offre des conditions microclimatiques défavorables aux auxiliaires (hausse des températures, ensoleillement etc.) (Kromp, 1999). Les cultures d'hiver ont un couvert déjà bien établi au début du printemps (premier pic d'activité des prédateurs), offrant ainsi de biens meilleurs conditions pour les insectes. En effet, un couvert végétal conséquent permet de faire baisser la température de quelques degrés, de réduire la vitesse du vent et d'augmenter l'humidité relative durant la journée, ce qui est recherché par les auxiliaires (Dajoz, 2002). De plus, ces cultures, présentes tôt dans la saison, permettent aux espèces de printemps de se nourrir (Kromp, 1999 ; Booji et Noorlander, 1992)

Les différences de prédation peuvent donc provenir d'un effet lié aux conditions microclimatiques de la culture (température, humidité) qui sont fonction de la hauteur du couvert et de la densité de végétation, ainsi que de la densité des proies qui peuvent varier d'un couvert à l'autre (Loveï et Sunderland, 1996).

Cela nous permet de supposer que l'effet de la variable « nature de culture peut donc ici traduit un effet sous-jacent de la variable « hauteur de couvert », non prise en compte dans nos analyses. En effet, la hauteur du couvert était plus importante en céréales durant toute la durée de l'expérimentation. Celle des prairies a été relativement stable durant les deux sessions et d'une hauteur importante dans l'ensemble. Le maïs lui avait un couvert très bas (quelques centimètres au maximum) durant la première session, ceci étant du aux

mauvaises conditions météorologiques de l'année 2013. La majorité de la surface du sol était donc nue, ce qui est, comme nous venons de la voir, défavorable aux auxiliaires. Durant la deuxième session d'expérimentation, le maïs a eut le temps de se développer, couvrant ainsi beaucoup plus le sol. Les conditions sont devenues beaucoup plus favorables pour les auxiliaires, ce qui s'est traduit pas une forte augmentation de la prédation lors de la deuxième session.

Les prairies, bien que possédant un couvert relativement important, peuvent ralentir, voire diminuer les mouvements et l'activité des auxiliaires au sol, de par une densité de végétation plus importante. Les parcelles cultivées, au contraire, sont un milieu plus ouvert, ce qui favorise le mouvement et augmente les chances de capture des carabes (Loreau, 1984). Nous pouvons aussi supposer que la densité et la diversité de proie est plus importante en prairie ce qui induit un état de satiété plus rapide, réduisant encore plus leurs déplacements (Dajoz, 2002).

- **Effet de la session**

Les résultats ont montré plus de prédation en session 2 qu'en session 1. Cette différence peut être également liée à la variable « hauteur de couvert », dont l'effet potentiel vient d'être détaillé dans la partie précédente. La hauteur de couvert était plus importante en session 2 qu'en session 1, entraînant des conditions plus favorables pour les communautés, ce qui peut engendrer un potentiel de prédation plus important.

Nous pouvons aussi supposer que la variable session traduit un effet sous-jacent des variables. La température moyenne était plus élevée en session 2 avec 16.4°C contre 12,8°C pour la session 1 (annexe IV). Or, des études ont montré l'importance de la température par rapport à l'activité-densité des insectes (Lovei et Sunderland, 1996 ; Dajoz, 2002).

- **Effet de la taille des parcelles échantillonnées**

Dans notre étude, le taux de prédation est plus faible lorsque la taille de la parcelle est importante. On retrouve ici au niveau local, l'effet que l'on s'attendait à voir au niveau paysager (Bianchi *et al*, 2001 ; Kromp, 1999).

De petites parcelles offrent une plus grande longueur d'interfaces « non cultivées » (bandes enherbées, haies etc.). Ces interfaces ont un rôle potentiellement intéressant pour la biodiversité car elles permettent la colonisation du milieu par les auxiliaires. Un nombre important d'interfaces favorise cette colonisation, surtout en début de saison (Bianchi et Von der Werf, 2003) et est susceptible de faire l'objet d'une activité accrue (Bianchi *et al*, 2006).

CONCLUSION

L'objectif de ce travail a été d'évaluer les effets de l'hétérogénéité de composition et de configuration du paysage sur le service écosystémique de prédation des ravageurs, dans le cadre du projet européen Farmland. L'originalité de cette étude et de ce projet est de travailler spécifiquement sur l'hétérogénéité paysagère liée uniquement à la mosaïque cultivée : la diversité culturelle et la configuration des parcelles agricoles.

Au niveau paysager, les deux variables d'hétérogénéité ne sont pas ressorties comme ayant un impact sur la prédation des pucerons ce qui vient contredire les hypothèses formulées au départ. Ces résultats ont été plutôt surprenants au regard de la littérature scientifique existante. Plusieurs facteurs ont été mis en cause pour tenter de les expliquer. Les variables choisies pour représenter l'hétérogénéité de composition et celle de configuration ne sont peut-être pas les mieux adaptées pour cette étude. De plus, leurs gradients sont assez faibles du fait que nous avons mené cette étude dans des paysages de type bocager. Les différentes zones d'études (paysages) étaient également plutôt homogènes d'un point de vue de la diversité et de la configuration des parcelles agricoles.

Nous avons trouvé que plusieurs variables dites locales, avaient un fort impact sur le taux de prédation observé durant l'expérimentation. Ainsi, la nature de la culture, la session, la hauteur de culture et la taille de la parcelle échantillonnée influencent positivement ou négativement ce service de contrôle des ravageurs. Les parcelles de céréales et de prairies, grâce à leur couvert bien développé, ont donné les plus forts taux de prédation durant les deux sessions d'expérimentation. Dans les parcelles de maïs dont le développement a été retardé du fait des mauvaises conditions de 2013, les taux de prédation ont augmenté en même temps que les couverts.

Cette étude s'intégrant dans un projet de plus grande ampleur, nous pouvons espérer que les différents résultats mis en commun de la part des différentes unités participatives du projet Farmland permettront d'obtenir des tendances plus marquées de la composition et de la configuration en fonction des différentes structures paysagères. Si cela se révèle être le cas, des orientations de gestions pourront alors être proposées aux agriculteurs.

BIBLIOGRAPHIE

- AUBERTOT J.N., BARBIER J.M., CARPENTIER A., GRIL J.J., GUICHARD, LUCAS P. et al, 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref. 64 p
- ALCAMO J., 2002. Introduction to special issue on regional air pollution and climate change in Europe. *Environ. Sci. Policy* 5 (4), 255.
- AL HASSAN D., 2012. Rôle du paysage sur la répartition et l'abondance des pucerons et de leurs prédateurs carabiques. *Thèse*, Université de Rennes 1. 159p
- ALIX A., CORTESERO A.M., NENON J.P., ANGER J.P., 2001. Selectivity assessment of chlorfenvinphos reevaluated by including physiological and behavioral effects on an important beneficial insect. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(11). 2530-2536.
- ALTIERI M. A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74. 19–31
- AVIRON S., BUREL F., BAUDRY J., SHERMAN N., 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. VOL 108, Issue 3. 205–217
- BAMNINO M., LAISNEY C., VERT J., 2012. Le monde agricole en tendances. Un portail social prospectif des agriculteurs, Centre d'études et de prospectives, SSP, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire. 122 pages.
- BENTON T.G., VICKERY J.A., WILSON J.D., 2003, Farmland biodiversity : is habitat heterogeneity the key ? *Trends in Ecology & Evolution*. 18, 182-188.
- BIANCHI F.J.J.A., BOOIJ C.J.H., TSCHARNTKE T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B* 273. 1715-1727.
- BIESMEIJER J.C, ROBERT S.P.M., REEMER M., OHLEMULLER R., EDWARDS M., PEETERS T. et al, 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands.VOL. 313 no. 5785. 351-354
- BIANCHI F.J.J.A, BOOIJ C.J.H., TSCHARNTKE T., 2006. Sustainable pest regulation in agriculture landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceeding of the Royal Society*, 273,1715-1727.
- BIANCHI F. J. J. A. et VAN DER WERF H.M.G., 2003. The effect of the area and configuration of hibernation sites on the control of aphids by *Coccinella septempunctata* (Coleoptera: Coccinellidae) in agricultural landscapes: a simulation study, *Environmental Entomology* 32 (6). 1290-1304
- BIOAg Projet Progress Report Template: Local and landscape-scale conservation of beneficial predators in Columbia Basin potato crops.
- BOLOGNESI C., MERLOT F. D., 2011. Pesticides : human health effect, *Encyclopedia of environmental health*, Genoa, 438-453

BOOJI C.J.H. et NOORLANDER J., 1992. Farming systems and insect predators, *Agriculture, Ecosystems et Environnement* VOL 40. 125-135

BUREL F, GARNIER E., AMIAUD B., AULAGNIER S., BUTET A., CHAUVEL B. et al, 2008. Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité ; Chapitre 2. Intérêt de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes, Expertise scientifique collective "Agriculture et Biodiversité. 139p et 226p

DRAPELA T., MOSER D., ZALLER J., FRANK T., 2008. Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors, *Ecography*, 31. 254–262.

BROTONS L., HERRANDO S., MARTIN J.L., 2004. Bird assemblages in forest fragments within Mediterranean mosaics created by wild fires. *Landscape Ecol.* 19. 663–675

BUREL F., 1992. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape ecology* 6. 161-174

BUREL F., BAUDRY J., 1989. Hedgerow network patterns and process in France, *ZIS and FRTT, Changing landscapes: an ecological perspective*. New York. 99-120

BUREL F., BAUDRY J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France, *Agriculture, Ecosystems & Environment* VOL 55, issue 3. 193–200

BUREL F. et BAUDRY J., 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et application*. Paris. 359p

CARSON R., 1962. *Silent Spring*, Fortieth Anniversary Edition, Houghton Mifflin, Boston.

CHAPLIN-KRAMER R., O'ROUKE E. M., BLITZER E., KREMEN C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity, *Ecology Letters*. 11p

CONCEPCIÓN E.D., DÍAZ M., BAQUERO R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landsc. Ecol.* 23. 135–148

CONNOR D.J. et MINGUEZ I. M., 2012. Evolution not revolution of farming systems will best feed and green the world, *Global food security*, VOL 1 , ISSUE 2. 106-113.

CLOUGH S. A., SHEPHARD M.W., MLAWER E.J., DELAMERE J.S., JACONO M.J., CANDY-PEREIRA K., 2005., Atmospheric radiative transfer modeling: a summary of the AER codes, *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer* 91. 233-244

CULVER D., CAPLAN P., BATCHELOR G.S., 1956. Studies of human exposure during aerosol application of malathion and chlordion. *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health.* 13. 37–50

DAILY G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, *Island Press*. 416p

DAILY G., DASGUPTA S., 2001. Ecosystem Services, concept of, *Encyclopedia of Biodiversity*. VOL. 2 353-362.

DANIELSON B.J., 1991. Communities in a landscape: the influence of habitat heterogeneity on the interactions between species, *The American Naturalist*, VOL 138, n°5. 1105-1120

- DAJOZ R., 2002. Les Coléoptères carabidés et ténébrionidés, *Editions Tec et Doc*, Paris. 522p.
- De GROOT R.S., ALKEMADE R., BRAAT L., HEIN L., WILLEMEN L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, *Ecological Complexity* 7. 260–272
- DEVICTOR V. et JIGUET F., 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: the importance of surrounding habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120. 179–184
- DIARD L., 2005. La flore d'Ille et Vilaine. Atlas floristique de Bretagne. Siloë (ed). 670p
- DOUGLAS M. et LAKE P.S., 1994. Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship, *Oikos*, 69. Copenhagen. 387–396
- ELLSBURY M. M., WOODSON V.D., CLAY S. A., MALO D., SCHUMACHER J., CLAY D.E. et al, 1998. Geostatistical Characterization of the Spatial Distribution of Adult Corn Rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae) Emergence, *Population ecology, Environ. Entomol.* 27(4). 910-917
- EWALD J. et AEBISCHER T., 2000. Trends in pesticide use and efficacy during 26 years of changing agriculture in Southern England. *Environmental Monitoring and Assessment* 64. 493-529.
- FINKE D.L, DENNO R.F., 2004. Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature* 429. 407–410
- DAUCÉ P., 2003. Agriculture et monde agricole, *Documentation française*, Paris, 160 pages
- DONALDSON J. R., MEYERS S. W., GRATTON C., 2007. Density-dependent responses of soybean aphid (*Aphis glycines* Matsumura) populations to generalist predators in mid and late season soybean fields, *Biological Control* 43. 111–118.
- DUFRENE M., LEGENDRE P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67. 345-366
- DUELLI P., OBRIST M.K., SCHAMTZ D.R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects, *Agric. Ecosyst. Environ.* 74. 33–64
- DRON D. et FERRON P., 2002. Diversité biologique et agriculture : fonctions et enjeux. Dossier de l'environnement de l'INRA n°23. 153-175
- ERWIN T.L., 1985. The taxon pulse: a general pattern of lineage radiation and extinction among carabid beetles. *Taxonomy, Phylogeny and Zoogeography of Beetles and Ants* Junk, The Hague. 437-472.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), 2011. « Produire plus avec moins ». Guide à l'intention des décideurs sur l'intensification durable de l'agriculture paysanne. 102 pages.
- FAHRIG L., 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41. 300-314
- FAHRIG L., BAUDRY J., BROTONS L., BUREL F., CRIST T.O., FULLER R.J., et al, 2011, Ecology letters Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes, 14 pages.
- FAHRIG L., NUTTLE W.K., 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. In: *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*, Springer-Verlag, New York. 95–118

- FIRBANK L. G. et al., 2003. Assessing stock and change in land cover and biodiversity: countryside survey 2000. *Environ. Manage.* 67, 207–218.
- FIRBANK, L. 2005. Striking the balance between agricultural production and biodiversity. *Ann. Appl. Biol.* 146, 163–175.
- FLAMAND J. C., Une brève histoire des transformations de l'agriculture au 20^e siècle, *Mission agrobiosciences*, Toulouse. 20 pages.
- FOX T. B., LANDIS D. A., CARDOSO F. F., DIFONZO C. D., 2004. Predators suppress *Aphis glycines* Matsumura population growth in soybean. *Environmental Entomology* 33. 608–618.
- JOHNSON A.R., WIENS J.A., MILNE B.T and CRIST T.O, 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes, *Landscape Ecology* vol. 7 no. 1. 63-75
- JONSEN I.D., FAHRIG L., 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology* 12. 187-195
- GALLOWAY J.N., 2001. Acidification of the world: natural and anthropogenic. *Water Air Soil Pollut.* 130, 17–24.
- GARDINER M.M., LANDIS D.A., GRATTON C., SCHMIDT N., O'NEAL M., MUELLER E., et al, 2010, Biological Control, Landscape composition influences the activity density of *Carabidae* and *Arachnida* in soybean fields, Wooster, 18 pages.
- GARDINER M.M., LANDIS A., GRATTON C, DIFONZO C.D., O'NEAUL M., CHACON J.M. et al, 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA, *Ecological Applications*, 19(1). 143–154
- GARDENER R.H., O'NEILLE R.V., TURNER M.G., DALE V.H., 1989. Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation model, *Landscape Ecology*, 3. 217-228
- GEIGER F., BENGTSSON J., BERENDSE F., WEISSER W.W., EMMERSON M., MORALES M.B. et al, 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland, *Basic and Applied Ecology* 11. 97–105
- GAMEZ-VIRUES S., BONIFACIO T. S., GURR G., KINROSS C., RAMAN A., NICOL H., 2007. Arthropod prey of shelterbelt-associated birds: linking faecal samples with biological control of agricultural pests, *Australian Journal of Entomology* 46. 325–331
- GONZÁLEZ-MEGIASA A., MARIÁ GÓMEZB J. et SÁNCHEZ-PIÑEROA F., 2011. Spatio-temporal change in the relationship between habitat heterogeneity and species diversity, *Acta Oecologica*, VOL 33, issue 3. 179-186
- GU D., WRIGHT D.J., WAAGE J.K., 1995. Influence of sublethal effects of insecticides on the population dynamics of *Plutella xylostella* and its parasitoid *Diadegma eucerocephala* in the field. *Entomologia Sinica* 2(1). 77-82.

- GUERRERO I., MORALES M.B, OÑATE J.J., GEIGER F., BERENDSE F., de SNOO G., 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors, *Biological Conservation*. VOL 152. 74–80
- HARRISSON S. et BRUNA E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22. Copenhagen, 225-232
- HJORTH CASPERSEN O. et FRITZBOGER B. 2002 Long-term landscape dynamics—a 300 years case study from Denmark. 3, 13–27
- HOLLAND J.M., 2002. Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems. 1-40.
- HOLLAND J.M., LUFF M.L., 2000. The effect of agricultural practices on Carabidae in temperate ecosystems, *Inter. Pest. Manag. Rev* 5. 109-129
- HOLT R.D., 1992. Ecology at the mesoscale: the effects of regional processes on local communities, *Communities Diversity, University of Chicago Press*.
- HUNTER M.J., 2002. Fundamentals of Conservation Biology. Second Edition. *Blackwell Science*, Massachusetts.
- HYVÖNEN T., KETOJA E., SALOMEN J., JALLI H., TIAINEN J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 97. 131-149.
- KINDLMANN P., AVIRON S., BUREL F., 2005. When is landscape matrix important for determining animal fluxes between resource patches? *Ecological Complexity* VOL 2, issue 2. 150-158.
- KLEIJN D. et SUTHERLAND W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity ? *Journal of Applied Ecology* 40. 947-969
- KLEIN A.M., STEFFEN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T., 2002. Predator–prey ratios on cocoa along a land-use gradient in Indonesia. *Biodivers. Conserv.* 11. 683–693
- KREBS J.R., WILSON J.D., BRADBURY R.B., SHIIRIWARDENA G.M., 1999. The second silent spring? *Nature*. 400. 611–612
- KREMEN C., WILLIAMS N. M. et THORP R. W., 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. Atlanta. 16 812–16 816.
- KREMEN C., WILLIAMS N.M., BUGG R.L., FAY J.P., 2004. Thorp R.W, 2004, The area Requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California, *Ecol. Lett.*, 7. 1109-1119.
- KROMP B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74. 187–228
- KROMP B., 1989. Carabid beetles communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems., *Agric. ecosyst. environ.* 27. 241-251.

LAMBIN E.F., TURNER B.L., GEIST H.J., AGBOLA S.B., ANGELSEN A., BRUCE J.W. et al, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths, *Global Environmental Change*. VOL 11, Issue 4. 261–269

LANDIS D. et MARINO P., 1999. Landscape structure and extra-field processes: impact on management of pests and beneficial, *Handbook of pest management*. New York, NY. 79–104.

LANDIS D., WRATTEN S. D., GURR G., 2000. Habitat manipulation to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45. 173–199

LECLANT F., 1999. Les pucerons des plantes cultivées. Clefs d'identification. I –Grandes cultures. INRA (éd.), 64 pages.

LECOMPTE J., 2011, Biodiversité et grandes cultures (approches). Les productions végétales et la biodiversité : vers un système gagnant-gagnant, OCL VOL. 18, Paris, 3, 132-136.

LE FEON V., SCHERMANN-LEGIONNET A., DELLETTER Y., AVIRON S., BILLETER R., BUGTER R. et al, 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European country, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137.143-150

LE ROUX X., BARBAULT R., BAUDRY J., BUREL F., DOUSSAN I., GARNIER E. et al., 2008. Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies. Expertises scientifiques collectives Inra. Quae (éd.) Versailles, 178 pages.

LETOURNEAU D.K., 1998. Conservation biology: lessons for conserving natural enemies, *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego (California). 9–38.

LOEHLE C., WEIN G., 1994. Landscape habitat diversity: a multiscale information theory approach, *Ecological Modelling*, VOL 73 issue 3-4. Argonne. 311–329

LOREAU M., 1984. Les niches écologiques des Carabides en milieux forestier. Composante trophique et organisation générale des niches, *Bulletin de la Classe des Sciences Académie Royale de Belgique issue 70*. 480-525

LOREAU M., 1977. Etude de la distribution des Carabidae dans la vallée du Viroin (Belgique), *Anns. Soc. R. Zool. Bel.* 107. 129-146

LOSEY J.E, DENNO R.F., 1998. Positive predator–predator interactions: enhanced predation rates and synergistic suppression of aphid populations. *Ecology* 79. 2143–2152.

LÖVEI G.L., SUNDERLAND K.D., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*), *Annu. Rev. Entomol.* 41. 231-356

McLAUGHLIN A. and MINEAU P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 55. 201–212

LÖVEI G.L., 2008. Ecology and conservation biology of ground beetles (*Coleoptera:Carabidae*) in an age of increasing human dominance. 126p

MAILLET-MEZERAY J., DOR C., CHAPELIN-VISCARDI J.D., LASSERRE-JOUPPIN F., NOIRTIN B., VILLERD J. et al, 2011. Les entomophages en grandes cultures : diversité, service rendu et potentialité des habitats. 15p

MAIR J., PORT G.R., 2002. The influence of mucus production by the slug, *Deroceras reticulatum*, on predation by *Pterostichus madidus* and *Nebria brevicollis* (Coleoptera: Carabidae). *Biocontrol Science and Technology* 12(3). 325-335.

MAUREMOOTO J. R., WRATTEN S. D., WORNER S. P., FRY G. L. A., 1995. Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles, *Agriculture, Ecosystems & Environment* VOL 52, issues 2-3. 141-148

MAAPRAT-SSP, 2010, Pratiques culturales

MAZOYER M. and ROUDART L., 2002. Histoire des Agricultures du Monde. Du néolithique à la crise contemporaine, 705 pages

MENALLED F.F., LEE J.C., LANDIS D.A., 1999. Manipulating carabid beetle abundance alters prey removal rates in corn fields, *BioControl* 43. 441-456

METZGE M.J., ROUNSEVELL M.D.A., ACOSTA-MICHLIK L., LEEMANS R., SCHRÖTER A., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114. 69-85

MILLAN DE LA PENA N., BUTET A., DELETTRE Y., MORANT P., BUREL F., 2003. Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94. 59-72

QUIN A., PAILLAT G., BUTET A., BUREL F., 2000. Spatial dynamics of *Apodemus sylvaticus* in an intensive agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* , 78. 159– 165

ÖSTMAN Ö., EKBORN B., BENGTTSSON J., 2001. Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control, *Basic and Applied Ecology*, 2. 365–371

ÖSTMAN Ö., 2004. The relative effects of natural enemy abundance and alternative prey abundance on aphid predation rates. *Biol. Control* 30. 281–287

PETIT S., BUREL F., 1998. Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network landscape, *Sciences de la vie*, 321. 55–61

PEROVIĆ D.J., GURR G.M., RAMAN A., NICOL H.I., 2010. Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach, *Biological Control* 52. 263-270

PHILLIP C., 2002. Chemicals and the environment: Sources and impact, *Hazardous Chemicals Handbook (Second edition)* 488–511

PHILPOTT S. M., 2013. Biodiversity and Pest Control Services, *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. 373-385

POINSOT D., 2005. R pour les statophobes.

- POTTS S.G., BIESMEIJER J.C., KREMER C., NEUMANN P., SCHWEIGER O., KUNIN W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers, *Trends in Ecology & Evolution*, VOL 25, Issue 6. 345-353
- PURTAUF T., ROSCHEWITS I., DAUBER J., THIES C., TSCHARNTKE T., WOLTERS V., 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108. 165–174
- REID W.V, MOONEY H.A., CROPPER A., CAPISTRANO D., CARPENTER S.R., CHOPRA K. et al, 2005. Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Prepublication Final Draft Approved by MA Board. 200
- RIECHERT S.E. et LAWRENCE K., 1997. Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 84, 147–155
- RIVARD I., 1966. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in relation to agricultural crops. *Can. Ent.* 98. 189-195
- ROBINSON R. A. et SUTHERLAND W. J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain, *Journal of Applied Ecology*, 39. 157-176
- RODRÍGUEZ M.Á. et HAWKINS B.A., 2000. Diversity, function and stability in parasitoid communities. *Ecol. Lett.* 3. 35–40
- ROESE J. H., RISENHOOVER K.L et FOLSE L. J., 1991. Habitat heterogeneity and foraging efficiency: an individual-based model, *Ecological Modelling*, 57. 133-143
- ROSENWEIG M.L., 1991. Habitat selection and population interactions: the search for mechanism, *The American Naturalist*, VOL 137, supplement. Chicago. S5-S28
- ROSENSCHEWITS I., GABRIEL D., TSCHARNTKE T., THIES C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42. 873–882.
- ROSENSCHEWITS I., THIES C., TSCHARNTKE T., 2005. Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture Ecosystems & Environment* 105. 87–99
- SALLES J.M, 2011. Evaluation de la biodiversité et des services écosystémiques: pourquoi mettre des valeurs économiques sur la Nature ? *Comptes rendus biologiques*, VOL 334, Issues 5-6, 469-482
- SCHMITH E.H et KENNEDY G.G., 2011. History of pesticides, *Encyclopedia of pest management*
- SCHMITH M.H., LAUER A., PURTAUF T., THIES C., SCHAEFER M. & TSCHARNTKE T., 2003. Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. Proceedings of the Royal Society of London, *Series B Biological Sciences*, 270, 1905–1909.
- SCHMIDT M.H., THIES C., NENTWIG W., TSCHARNTKE T., 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *J. Biogeogr.* 35. 157–166.

- SCHEFFER M., CARPENTER S.R., FOLEY J.A, FOLKE C., WALKER B.H., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413. 591–596.
- SHISHINIOVA M., KOSTOVA R., KOJABASHEV N., Archives of Biological Sciences 2001. A study of Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) communities in three types of agroecosystems, *Archives of Biological Sciences*. VOL. 53(3-4). 123-128
- SNYDER W.E. et IVES A.R., 2003. Interactions between specialist and generalist natural enemies: parasitoids, predators, and pea aphid biocontrol, *Ecology*. 84. 91–107.
- SHRUBB M., 2003 Birds, scythes and combines. Cambridge.
- SOTHERTON N. W., 1984. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland, *Ann. Appl. Biol.* 105. 423–429
- TCHARNTKE T., BOMMARCO R., CLOUGH Y., CRIST T.O., KLEIJN D., RAND T.A. et al., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biol. Control*, 43. 294-309.
- PETERSEN M. K., 1999. The timing of dispersal of the predatory beetles *Bembidion lampros* and *Tachyporus hypnorum* from hibernating sites into arable fields, *Entomol. Exp. Appl.* 90. 221–224.
- THOMAS M. B., WRATTEN S. D., SOTHERTON N. W., 1991. Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. *J. Appl. Ecol.* 28. 906–917
- STEFFAN-DEWENTER I., 2005. Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *TREE* 20:651–652
- STEFFAN-DEWENTER I., MUNZENBERG U., BURGER C., THIES C., TSCHARNTKE T., 2002. Scale-dependent effects of landscape structure on three pollinator guilds. *Ecology* 83,1421–1432.
- STOATE C., BOATMAN N.D., BORRALHO R.J., CARVALHO C.R., SNOO GRd., EDEN P., 2010, Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Environ manage* 2001, 63, 337-365
- SUTHERLAND K. et Samu f., 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review, *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 95. 1–13
- SYMONDSON W.O.C., CESARINI S., DODD P.W., HARPER G.L., BRUFORD, M.W., GLEN D.M. et al, 2006. Biodiversity vs. biocontrol: positive and negative effects of alternative prey on control of slugs by carabid beetles. *Bull.Entomol. Res.* 96. 637–645
- THENAIL C, 1996. Exploitation et territoire(s). Contribution à la mosaïque paysagère. Yhèse Université de Rennes 1.
- Thies C. et TSCHARNTKE T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285. 893-895.
- THOMAS C.D., CAMERON A., GREEN R.E., BAKKENES M., BEAUMONT L.J., COLLINGHAM Y.C. et al, 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970), 145–148.

THOMAS C.D., BODSWORTH E.J., WILSON R.J., SIMMONS A.D., DAVIES Z.G., MUSCHE M. et al, 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411. 577-581.

THOMAS C.F.G., PARKINSON L. and MARSHALL E.J.P., 1998. Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland, *Oecologia* 116 (1/2). 103-112

TOFT S., 1999. Prey choice and spider fitness, *Journal of Arachnology*, 27. 301–307

TONHASCA A., 1993. Effects of agroecosystem diversification on natural enemies of soybean herbivores, *Entomologia Experimentalis et Applicata* 69(1). 83-90

TSCHARNTKE 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

TURNER M.G., O'NEILL R.V., GARDENER R.H., et al., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3 (3/4), 153-162

UMORU P.A. et POWELL W., 2002. Sub-lethal effects of the insecticides pirimicarb and dimethoate on the aphid parasitoid *Diaeretiella rapae* (Hymenoptera : Braconidae) when attacking and developing in insecticide-resistant hosts. *Biocontrol Science and Technology* 12(5). 605-614.

VARCHOLA J.M. et DUNN J.P., 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn, *Agriculture, Ecosystems & Environment* VOL 83, issues 1-2. 153-163

VASSEUR C., JOANNON A., AVIRON S., BUREL F., MEYNARD J.M., BAUDRY J., 2012, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity agricultural landscapes drive arthropod populations ? 12 pages.

VIANA B. F., BOSCOLO D., NETO E.M., LOPES L. E., LOPES A.V., PIGOZZO C. M. et al, 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination service? *Journal of Pollination Ecology*, 7(5), Cholula issue. 31-41

VON DER WERF H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment, *Agriculture, Ecosystem & Environment*, Colmar. 81-96.

WALIGORA C., SARTHOU J.P, 2006, Biodiversité et agriculture de conservation. Des alliées à bien des égards, *Techniques Culturelles Simplifiées (TCS)*, Bordeaux, 40, 12-25

WALLIN H., CHIVERTON P.A., EKBORN B.S., BORG A., 1992. Diet, fecundity and egg size in some polyphagous predatory carabid beetles, *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 65. 129–140

WILLIAMS A. et HEDLUND K., 2013. Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern Sweden, *Applied Soil Ecology*, VOL 65, 7 pages.

Sitographie:

www.agriculture.gouv.fr

www.developpement-durable.gouv

www.eaufrance.fr

ANNEXES

Annexe I : Fiche utilisée sur le terrain afin de répertorier le nombre de pucerons prédatés sur les différentes parcelles d'un paysage

Annexe II : Les autres expérimentations mises en place à la parcelle

Annexe III : Arbre de choix des tests statistiques

Annexe IV : Températures journalières au cours des deux sessions de piégeage

**Annexe I : Fiche utilisée sur le terrain afin de répertorier le nombre de pucerons
prédatés sur les différentes parcelles d'un paysage.**

Date		Visite numéro			Observateur
Paysage		Site (N°parcelle)			Heure de retrait
		Récupérée	Non récupérée	Raison si non récupérée	Nb pucerons rédatés
Line 1	Card 2				
	Card 3				
	Card 4				
	Card 5				
Line 2	Card 6				
	Card 7				
	Card 8				
	Card 9				
	Card 10				
Culture + hauteur				Culture adj. + hauteur	
Hauteur végétation bordure =					

Date		Visite numéro			Observateur
Paysage		Site (N°parcelle)			Heure de retrait
		Récupérée	Non récupérée	Raison si non récupérée	Nb pucerons prédatés
Line 1	Card 1				
	Card 2				
	Card 3				
	Card 4				
	Card 5				
Line 2	Card 6				
	Card 7				
	Card 8				
	Card 9				
	Card 10				
Culture + hauteur				Culture adj. + hauteur	
Hauteur végétation bordure =					

Date		Visite numéro			Observateur
Paysage		Site (N°parcelle)			Heure de retrait
		Récupérée	Non récupérée	Raison si non récupérée	Nb pucerons prédatés
Line 1	Card 1				
	Card 2				
	Card 3				
	Card 4				
	Card 5				
Line 2	Card 6				
	Card 7				
	Card 8				
	Card 9				
	Card 10				
Culture + hauteur				Culture adj. + hauteur	
Hauteur végétation bordure =					

Annexe II : Les autres expérimentations mises en place à la parcelle

En même temps que les cartes pucerons, d'autres protocoles ont été mis en place sur les différentes parcelles de l'étude afin de répondre à d'autres questionnements attendant à la problématique du projet Farmland. Certains protocoles présentés brièvement ci-dessous concernent notamment le suivi des communautés de prédateurs (coléoptères carabiques et araignées), ainsi que le suivi d'autres services écosystémiques comme la pollinisation. Les données issues de ces expérimentations ne seront pas analysées dans le cadre de ce rapport.

Les pièges à fosse ou barber (étude des communautés au sol)

Des pots barbers (pot en plastique) remplis d'eau, de sel et de savon ont été mis en place dans le sol à l'aide d'une tarière afin de piéger les insectes au sol (araignées, carabes, staphylins etc). Au total, deux transects (un transect bordure et un transect centre) de deux pots barbers chacun ont été laissés sur une durée de 4 jours sur les parcelles (cf. Figure).

Les pièges à eau ou pan traps (étude des pollinisateurs)

Des piquets en bois supportant chacun deux coupelles en plastique colorées (bleu, blanc et jaune pour attirer différents pollinisateurs) et remplies elles aussi d'eau, de sel et de savons ont permis de piéger les insectes pollinisateurs (syrphes et abeilles). Les coupelles doivent être à hauteur de couvert (zone survolée par les insectes). Au total, deux transects (bordure et centre) de trois piquets chacun ont été disposés eux aussi pendant quatre jours (cf. Figure).

La manipulation pollinisation (étude du service écosystémique de pollinisation)

Pour ce protocole, des plants de radis ont été cultivés sous serre. Durant leur croissance, ces plants ont été protégés de tous risques de pollinisation par les insectes ou

par d'autres plants grâce à un ensachement des fleurs de chacun des plants. Sur la parcelle (cf. Figure), un pot est installé et laissé à l'air libre, les insectes ayant un accès direct aux fleurs. Un autre est aussi installé mais toujours sous sachet, ne permettant qu'une pollinisation de la plante par le vent. Grâce à un système de reconnaissance via des fils de couleurs (fleurs écloses en serre ou sur la parcelle), une comparaison du nombre et du poids des graines est effectuée par la suite afin de voir si des différences sont observées.

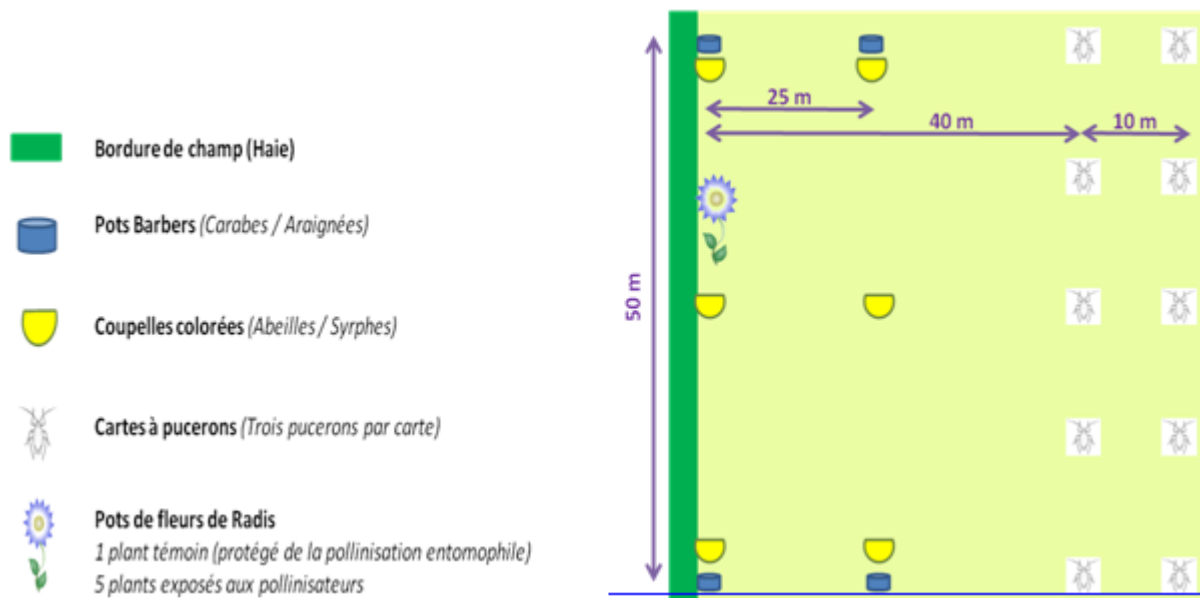


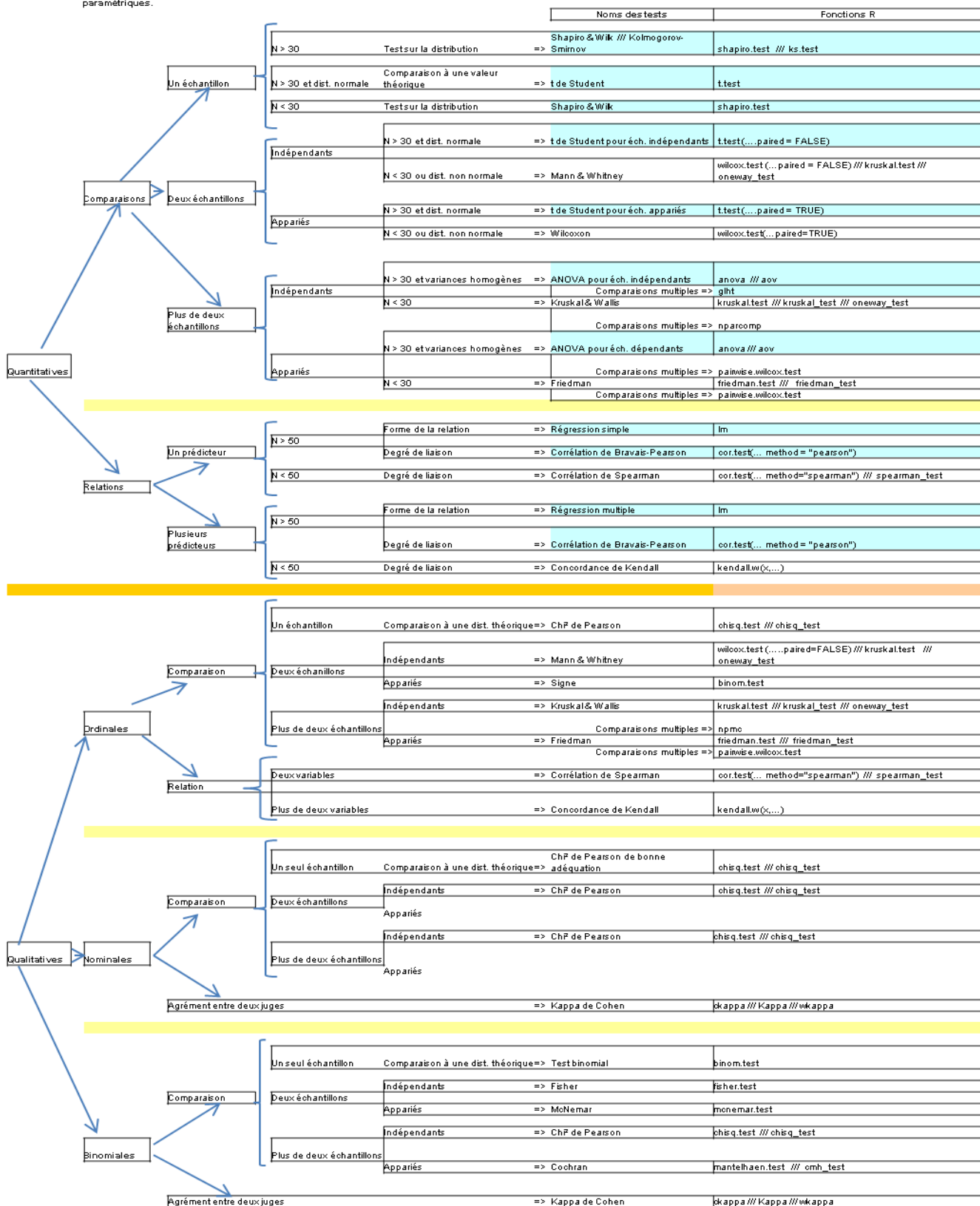
Figure : Schéma des quatre protocoles mis en place dans les parcelles. Les pots barbers (pitfall), les cartes à pucerons, les coupelles colorées (pan traps) et les pots de radis ont été posés le même jour et récupérés suivant leur protocole respectif.

Annexe III : Arbre de choix des tests statistiques



ARBRE DE CHOIX DES TESTS STATISTIQUES ET FONCTIONS DE R

Légende : les tests surlignés en bleu sont des tests paramétriques.



Annexe IV : Températures journalières au cours des deux sessions de piégeage

Données issues de la station de mesures agrométéorologiques du Rheu - Portail CLIMATIK INRA

DATE	SESSION	Température Moyenne
16/05/2013	S1	9,3
17/05/2013	S1	11,1
18/05/2013	S1	11,4
19/05/2013	S1	10,5
20/05/2013	S1	11,5
21/05/2013	S1	13,4
22/05/2013	S1	12,8
23/05/2013	S1	9,9
24/05/2013	S1	8,4
25/05/2013	S1	10,1
26/05/2013	S1	10,6
27/05/2013	S1	12,6
28/05/2013	S1	9,9
29/05/2013	S1	10,4
30/05/2013	S1	12,5
31/05/2013	S1	14,2
01/06/2013	S1	13,2
02/06/2013	S1	13,7
03/06/2013	S1	13,9
04/06/2013	S1	13,8
05/06/2013	S1	16,1
06/06/2013	S1	20,5
07/06/2013	S1	19
08/06/2013	S1	17,2
09/06/2013	S1	13,2
10/06/2013	S1	15
13/06/2013	S2	15,1
14/06/2013	S2	15
15/06/2013	S2	15
16/06/2013	S2	15,9
17/06/2013	S2	18,5
18/06/2013	S2	16
19/06/2013	S2	16
20/06/2013	S2	15,8
21/06/2013	S2	15,8
22/06/2013	S2	15,3
23/06/2013	S2	14,1
24/06/2013	S2	13,6
25/06/2013	S2	13,4
26/06/2013	S2	14,9
27/06/2013	S2	15,2
28/06/2013	S2	17,3
29/06/2013	S2	16,2
30/06/2013	S2	17,2
01/07/2013	S2	15,7
02/07/2013	S2	15
03/07/2013	S2	16,5
04/07/2013	S2	18
05/07/2013	S2	17,9
06/07/2013	S2	19,5
07/07/2013	S2	21,5
08/07/2013	S2	22,8

Table des figures:

- **Figure 1:** Axes principaux composant l'hétérogénéité spatiale -----11
- **Figure 2:** schéma des facteurs (locaux et paysagers) influençant le service écosystémique de prédation des ravageurs-----12
- **Figure 3:** Illustration des deux principaux axes d'hétérogénéité **Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 4:** Carte des 30 paysages retenus sur le Nord Ille et Vilaine et classe d'hétérogénéité de composition et de configuration à laquelle ils appartiennent. ---18
- **Figure 5:** Graphique représentant la non corrélation entre les deux variables d'hétérogénéité spatiale des paysages -----20
- **Figure 6:** Exemple de paysage d'un km² et du choix des trois parcelles à échantillonner. -----21
- **Figure 7:** photographie d'un puceron vert du pois. -----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 8:** Photographie d'une carte à pucerons. -----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 9:** Schéma de pose des cartes à pucerons à raison de deux transects de 5 cartes chacun par parcelle échantillonnée.-----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 10:** Photographie d'une carte à pucerons posée au sol dans une parcelle de maïs afin d'évaluer la prédation. -----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 11:** Histogramme sous R de la variable « pourcentage de prédation à la parcelle ».-----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 12:** Diagrammes A) taille moyenne de la parcelle échantillonnée en fonction de la nature de culture; B) hauteur du couvert en fonction de la nature de culture et de la session de piégeage.-----28
- **Figure 13:** Graphique représentant le taux de prédation en fonction de la nature de culture lors de l'expérimentation totale.-----29
- **Figure 14:** Graphique représentant le taux de prédation en fonction de la session d'expérimentation.-----30
- **Figure 15:** Graphique représentant le pourcentage de prédation en fonction de la taille de la parcelle échantillonnée.-----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 16:** Graphique des corrélations existantes entre l'indice de diversité de Shannon et le pourcentage d'occupation du sol en A) maïs; B) prairie et C) autres culture dont colza.-----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 17:** Schéma explicatif de l'impact du type de paysage et de la diversité culturelle sur le taux de prédation. -----**Erreur ! Signet non défini.**
- **Figure 18:** Exemple de différentes complexités du paysage. Le paysage d'Ille et Vilaine est de type bocager ; le paysage de Chizé est de type intermédiaire ; enfin le paysage de Göttingen est de type grande plaine de cultures. -----**Erreur ! Signet non défini.**

- **Figure 19:** Exemple de deux paysages présentant les mêmes indices de diversité de Shannon et de taille moyenne du parcellaire, mais ayant un arrangement spatial des cultures totalement différent. -----45

Table des tableaux:

- **Tableau 1:** Données paysagères utilisées. -----19
- **Tableau 2:** Influence de la variable « Taille de la parcelle échantillonnée » sur la variable « taux de prédation ». -----31
- **Tableau 3:** Coefficient de corrélation de Spearman des différentes variables paysagères. -----32
- **Tableau 4:** Modèle complet, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation. -----34
- **Tableau 5:** Résultats de l'analyse de la variance du modèle complet, testant l'effet des variables locales et paysagères sur le taux de prédation. -----34
- **Tableau 6:** Modèle 2, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation (après écartement des variables non significative du modèle complet). ---35
- **Tableau 7:** Résultat de la comparaison du modèle complet et du modèle 2. -----35
- **Tableau 8:** Résultats de l'analyse de la variance du modèle 2. -----35
- **Tableau 9:** Modèle 3, testé comme modèle potentiel explicatif de la variable taux de prédation (après écartement des variables non significative du modèle 2). -----36
- **Tableau 10:** Résultat de la comparaison du modèle 2 et du modèle 3. -----36
- **Tableau 11:** Résultat de l'analyse de la variance du modèle 3. -----36
- **Tableau 12:** Résultats de l'explication de la déviance du modèle complet par le modèle 3. -----37

Résumé

Dans le contexte actuel de réduction de l'usage des produits phytosanitaires dans le monde agricole, la nécessité de trouver des alternatives efficaces à la lutte chimique est un enjeu majeur. Les services écosystémiques comme la prédation des ravageurs par leurs ennemis naturels semble être une des clés les plus prometteuses.

L'écologie du paysage a montré que l'hétérogénéité spatiale et temporelle des paysages est un facteur déterminant la biodiversité et les services associés. Cependant, cette hétérogénéité est souvent évaluée par la quantité d'habitats semi-naturels. Le but de cette étude est d'étudier dans quelles mesures des modifications de la composition et de la configuration des cultures pourraient avoir un effet bénéfique sur le contrôle biologique des ravageurs. En s'appuyant sur une expérimentation menée sur trente paysages, distribués le long d'un double gradient d'hétérogénéité de composition et de configuration des cultures, nous avons analysé l'impact de l'hétérogénéité spatiale des cultures sur le taux de prédation. Les résultats n'ont pas permis de mettre en évidence un effet de cette variable. Cependant, certaines variables locales comme la nature de la culture, la taille de la parcelle échantillonnée, ainsi que la période à laquelle est effectué l'expérimentation, jouent un rôle important sur le taux de prédation.

Mots clés : biodiversité, services écosystémiques, prédation des ravageurs, diversité culturelle, agencement spatial des cultures.

Abstract

In the current context of reducing the use of pesticides, the need to find effective alternatives to chemical control is a major challenge. Ecosystem services such as biological pest control by natural enemies seems to be one of the most promising keys.

Landscape ecology has shown that spatial and temporal heterogeneity is a determinant of biodiversity and associated services. However, this heterogeneity is often measured by the amount of semi-natural habitats. The aim of this study is to investigate whether modifying crop compositional and configurational heterogeneity would benefit biological control in agricultural landscapes. Based on a experiment conducted on thirty landscapes, distributed along two independent gradients of crop diversity and crop configuration, we analyze the impact of spatial heterogeneity on biological control potential. The results failed to demonstrate an effect of this variable. However, some local factors as the nature of the crop, the size of the sampled plot, as well as the period in which the experiment was performed, play an important role on predation rates.

Keywords: biodiversity, ecosystem services, biological pest control , crop diversity, field pattern complexity