



HAL
open science

Effet des modes de conduite et de l'environnement paysager des cultures de blé en agriculture biologique et conventionnelle sur les communautés de carabes

Etienne Lachere

► **To cite this version:**

Etienne Lachere. Effet des modes de conduite et de l'environnement paysager des cultures de blé en agriculture biologique et conventionnelle sur les communautés de carabes. [Stage] France. Ecole Supérieure d'Agricultures d'Angers (ESA d'Angers), FRA. 2013, pp.96. hal-02810683

HAL Id: hal-02810683

<https://hal.inrae.fr/hal-02810683>

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.

ÉCOLE SUPÉRIEURE D'AGRICULTURE
55 rue Rabelais - B.P. 748
49007 ANGERS CEDEX 01
TEL. : 02.41.23.55.55

INRA SAD - PAYSAGE
65 rue de Saint-Brieuc – CS 84215
35042 RENNES CEDEX
TEL. : 02.23.48.56.24



EFFET DES MODES DE CONDUITE ET DE L'ENVIRONNEMENT PAYSAGER DES CULTURES DE BLE EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET CONVENTIONNELLE SUR LES COMMUNAUTES DE CARABES



Carabus auronitens (H.Robert)

ETIENNE LALECHERE
Promotion n°112

MAITRES DE STAGE : CAMILLE PUECH ET STEPHANIE AVIRON

STAGE Recherche et Innovation- 2013

MOTS CLEFS : Diversité des pratiques agricoles, indices paysagers, Carabes

RESUME

AUTEUR : Etienne Lalechère **PROMOTION :** 112

TITRE DU RAPPORT : Effet des modes de conduite et de l'environnement paysager des cultures de blé en agriculture biologique et conventionnelle sur les communautés de carabes.

BUTS DE L'ETUDE : Caractériser la diversité des pratiques agricoles et l'environnement paysager pour identifier leurs effets sur les communautés de carabes.

MOTS-CLES : Diversité des pratiques agricoles, indices paysagers, carabes

METHODES & TECHNIQUES

Un protocole d'échantillonnage des carabes a été mis en place sur 40 parcelles de blé en agriculture biologique et conventionnelle dans le sud de l'Ille et Vilaine. Les sites d'étude ont été choisis de façon à minimiser la variabilité des éléments qui composent l'occupation du sol. La diversité des pratiques agricoles est étudiée par des Analyses Factorielles Multiples (AFM). Des indices paysagers de proportion et d'organisation spatiale des modes d'exploitations ont été calculés à différentes échelles. Pour identifier celles qui sont pertinentes, une méthode de sélection des variables (*random forest*) a été utilisée. L'effet des pratiques agricoles et des variables paysagères sur les carabes est analysé par régressions linéaires.

RESULTATS

Nous avons mis en évidence que la dichotomie entre les parcelles en AB et en AC est marquée et pertinente pour caractériser l'effet des pratiques agricoles sur les carabes. Nous avons pu caractériser l'AB par un cycle de rotation plus long, des variétés semées plus nombreuses et en densité plus importante. L'AC est caractérisé par l'utilisation d'intrants d'origine chimique. L'AB a un effet positif sur l'abondance des carabes au contraire de l'AC. Il n'a pas été possible d'identifier de pratiques plus favorables aux carabes au sein de l'AB ou de l'AC lorsque nous avons procédé à des analyses par mode d'exploitation. La proportion d'AB dans l'environnement proche a également un effet positif sur l'abondance des carabes. Par contre, aucun effet significatif de l'organisation spatiale des modes d'exploitation n'a pu être mis en évidence.

CONCLUSIONS

L'abondance des carabes est influencé à la fois par les pratiques agricoles locales et aussi par l'organisation spatiale des modes d'exploitation dans le paysage. Cependant, l'influence du paysage reste à confirmer car il est difficile de distinguer cet effet du mode d'exploitation local. Promouvoir l'AB au sein des territoires aura donc un effet positif sur l'abondance des carabes au niveau local. Il reste à démontrer si cet impact positif pourrait être effectif à plus large échelle.

ABSTRACT

AUTHOR : Etienne Lalechere **CLASS:** 112

TITLE OF REPORT: Effect of different farming systems and landscape environment of wheat in organic and conventional farming on ground beetles (*Carabidae*) communities

THE AIM OF THE STUDY: To characterize the diversity of agricultural practices and landscape environment to identify their effects on communities of *Carabidae*

KEY-WORDS : Diversity of agricultural practices, landscape index, *Carabidae*

MATERIALS & METHODES

A sampling protocol was implemented on 40 plots of wheat in conventional or organic farming in Brittany (southern of "Ille et Vilaine"). The study sites were chosen to minimize the variability of the elements that compose the land. The diversity of agricultural practices is studied by Multiple Factorial Analysis (MFA). Proportion and spatial organization of farming systems were calculated at different scales. To identify those that are relevant, a variable selection method (*random forest*) was used. The effect of agricultural practices and landscape variables on carabid beetles was analyzed by linear regression.

RESULTS

We showed that the dichotomy between organic and conventional farming is pronounced and relevant to characterize the effect of agricultural practices on carabid beetles. We were able to characterize organic farming by a long rotation cycle, more numerous varieties sowed and in higher densities. Conventional farming is characterized by the use of chemical inputs. Organic farming has a positive effect on the abundance of carabid beetles instead of conventional farming. It wasn't possible to identify more friendly practices, for carabid beetles, in the biological farming or in conventional farming when we conducted analyzes by farming system. The proportion of organic farming in the surrounding environment has a positive effect on the abundance of carabid beetles. By contrast, no significant effect of the spatial organization of farming system could be highlighted.

CONCLUSIONS

The abundance of carabid beetles is influenced both by local agricultural practices and spatial organization of the farming systems in the landscape. However, the influence of the landscape remains to be confirmed because it difficult to distinguish this effect to the effect of farming system. Promote organic farming in the territories will have a positive effect on carabid beetles abundance. It remains to study if this positive impact of organic farming could be effective on a larger scale.

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier toute l'équipe du SAD paysage pour m'avoir accueilli et permis de vivre une expérience enrichissante.

Je remercie tout particulièrement mes encadrants Camille Puech et Stéphanie Aviron pour leurs conseils avisés, mais aussi leur implication et leur soutien dans la rédaction de ce rapport.

Je remercie également Hugues Boussard pour son aide lors du traitement informatique des données.

Je souhaite encore remercier tous ceux avec qui j'ai pu partager les journées de terrain.

SIGLES ET ABREVIATIONS

AB : Agriculture Biologique

AC : Agriculture Conventiionnelle

SAD : Sciences pour l'Action et le Développement

ANR : Agence Nationale de la Recherche

COSTEL : Climat et Occupation du Sol par TELédétection

CMR : Capture-Marquage-Recapture

MPG : MonoPropylenGlycol

AFM : Analyses Factorielles multiples

CAH : Classifications Ascendantes Hiérarchiques

BBHSI : *Baudry Burel Heterogeneity Structure Index*

Remerciements

Sigles et abréviations

1. Contexte	1
1.1 Introduction et objectifs	1
1.2 L'unité intra sad paysage	2
1.3 L'état de l'art.....	3
1.3.1 Effet des modes d'exploitation en AB et en AC sur la biodiversité.....	3
1.3.2 Les pratiques agricoles qui impactent la biodiversité.....	5
1.3.3 L'importance de l'échelle d'étude	7
1.4 Problématique et hypothèses.....	8
2. Matériel et méthodes.....	10
2.1 Site d'étude.....	10
2.2 Modèles biologiques.....	10
2.3 Piégeage des carabes et comptage des pucerons	11
2.4 Caractérisation des pratiques agricoles.....	12
2.5 Analyses statistiques.....	12
2.5.1 Effet de la diversité des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle.....	12
2.5.2 Effet du paysage.....	14
3. Résultats	16
3.1 Diversité des pratiques agricoles.....	16
3.1.1 Diversité des pratiques agricoles en AB et en AC	16
3.1.2 Diversité des pratiques agricoles en AC.....	17
3.1.3 diversité des pratiques agricoles en AB	18
3.1.4 Impact des pratiques agricoles locales sur l'abondance des carabes.....	18
3.2 Impact du paysage sur les carabes	19
3.2.1 Importance relative des pratiques paysagères et locales (modèle ABAC)	19
3.2.2 Importance relative des pratiques paysagères et locales (modele AB et modele AC)	19
4. Discussion	21
4.1 Diversité des pratiques agricoles.....	21
4.2 Pratiques agricoles affectant l'abondance des carabes au niveau parcellaire.....	22
4.3 Le rôle du paysage	23
4.4 Limites méthodologiques et perspectives.....	24
4.5 Conclusion.....	25

Bibliographie

Table des figures et illustrations

Annexes

1. CONTEXTE

1.1 INTRODUCTION ET OBJECTIFS

L'agriculture occupe une proportion croissante de la surface terrestre, pour répondre aux besoins alimentaires. Au début du 21^{ème} siècle, les surfaces agricoles représentent 24% de cette surface mais peu d'opportunités d'extensions subsistent (CASMMAN et WOOD, 2005). Celle-ci s'est faite, jusqu'à présent, au détriment d'écosystèmes tels que les forêts ou les zones humides (ibid.). Durant la seconde moitié du 20^{ème} siècle, le déclin de la biodiversité dans les agro-écosystèmes s'est généralisé avec l'intensification de l'agriculture et la simplification du paysage à différentes échelles spatiales et temporelles (BENTON et *al.*, 2003). En 1992, le sommet de la terre de Rio définit alors des objectifs pour promouvoir le développement durable et notamment en agriculture. Cette transition passe en partie par la diminution de la quantité d'intrants utilisés. L'agriculture biologique est mise en avant pour ses modes de conduites bénéfiques à la biodiversité, au contraire de l'agriculture conventionnelle. Cette opposition reste à relativiser puisque les exploitations conventionnelles peuvent être peu intensives. Une des clés mise en avant pour réduire l'utilisation d'insecticides est la lutte biologique, qui repose sur le contrôle des ravageurs des cultures par leurs ennemis naturels. Or, 20 ans après, le bilan ne met en avant que des progrès limités dans ce domaine et conclut sur l'importance de créer de nouveaux réseaux entre chercheurs, agriculteurs et entreprises de services. Des avancées scientifiques et techniques sont attendues dans ce domaine (Rio 2012 : <http://www.uncsd2012.org>).

La lutte biologique contre les ravageurs existe sous plusieurs formes. Parmi elles, la lutte biologique par conservation consiste à modifier l'environnement ou les pratiques pour protéger et promouvoir les auxiliaires naturellement présents (ZEHDNER et *al.*, 2007). La promotion de cette biodiversité permet de répondre à la fois à un objectif de diminution des dégâts causés aux cultures par les ravageurs, et de réduction des impacts des pesticides sur les écosystèmes. Pour faciliter l'action des auxiliaires, il est nécessaire de favoriser la présence d'habitats pour la biodiversité (BIANCHI et *al.*, 2006). La présence de nombreux éléments semi-naturels, à l'échelle du paysage, permettrait par exemple de tirer d'avantage d'effets bénéfiques en prenant en compte leur hétérogénéité ou encore leur connectivité qui permet de

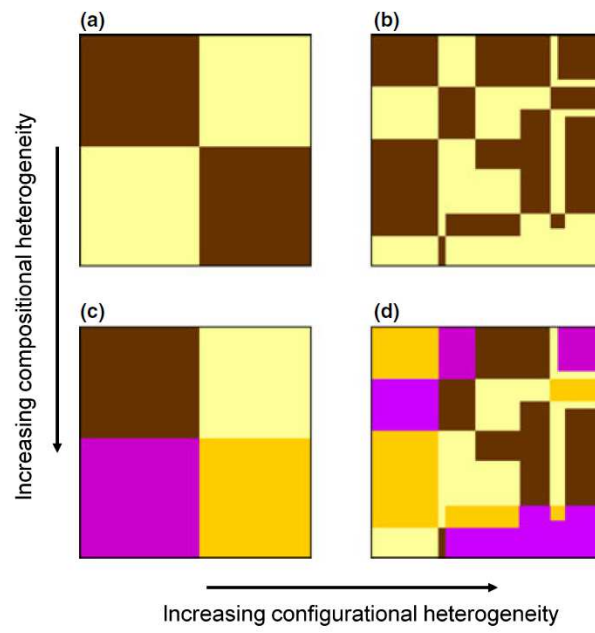


FIGURE 1 : LES 2 COMPOSANTES DE L'HETEROGENEITE DU PAYSAGE (FAHRIG ET AL, 2005)

faciliter les déplacements de la faune (CASMMAN et WOOD, 2005). L'hétérogénéité peut-être divisée en deux composantes. D'une part, l'hétérogénéité due à la composition du paysage qui augmente avec la variabilité des types d'occupation du sol et de leurs surfaces. D'autre part, l'hétérogénéité due à un arrangement plus ou moins complexe de ces éléments dans l'espace (figure 1). Des surfaces importantes en agriculture biologique, à cette échelle, pourrait favoriser la biodiversité puisque la plupart des pesticides sont prohibées (GABRIEL et *al.*, 2010 ; RUNDLOF et *al.*, 2008). Il s'agit finalement de comprendre les mécanismes à l'œuvre qui influent sur l'abondance et la diversité des espèces auxiliaires et ravageurs, afin, à terme, d'aider les agriculteurs à faire des choix pour influencer ces facteurs. En effet, ils impactent directement les habitats des espèces de par le mode d'exploitation choisi et les pratiques agricoles adoptées (HOLE et *al.*, 2005 ; HOLLAND et LUFF, 2000). Celles-ci peuvent avoir un impact direct sur les organismes, avec l'utilisation des pesticides par exemple, ou indirect par modification des habitats.

Le présent rapport vise à étudier les effets des modes de conduites et de l'environnement paysager des cultures de blé en agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC) sur les communautés de carabes. Ces coléoptères sont polyphages et largement étudiés pour leur rôle dans le contrôle biologique des ravageurs. Certaines espèces sont plus particulièrement inféodées aux milieux ouverts comme les champs. Un aspect novateur de ce travail est de s'intéresser à la diversité des pratiques agricoles en AB comme en AC pour étayer la comparaison de ces deux modes d'exploitation. D'autre part, une distinction fine de différentes échelles d'études amènera à distinguer les effets des pratiques dans l'environnement paysager des parcelles sur la biodiversité, dans des zones tampons allant jusqu'à 500m par pas de 50m. L'influence de la proportion de surfaces en AB et leur agrégation dans le paysage est également abordée.

1.2 L'UNITE INRA SAD PAYSAGE

Le SAD (Sciences pour l'Action et le Développement) Paysage est une unité INRA basée à AgroCampusOuest à Rennes. Le paysage est considéré à la fois comme une échelle adéquate pour la gestion de la biodiversité et comme le support d'activités de production agricole. Il y a des interactions entre la biodiversité, de part les habitats des espèces et la

continuité de ceux-ci par exemple, et les décisions des acteurs qui impactent le paysage. Deux finalités sont envisagées : comprendre comment maintenir les fonctions écologiques des paysages, et quelles sont les synergies possibles entre cet objectif et la préservation des fonctions agricoles. Pour cela, les différentes disciplines retrouvées au sein de l'unité sont notamment l'agronomie, l'écologie, la zootechnie et la modélisation (<http://www6.rennes.inra.fr/sad/Nos-recherches>).

Le stage s'inscrit dans le cadre de la thèse de Camille Puech qui vise à évaluer les différents modes de conduites des cultures de blé d'hiver en AB et AC sur les communautés d'insectes auxiliaires (carabes, coccinelles et parasitoïdes) en Ille-et-Vilaine. Cette thèse, qui a débuté fin 2011, se situe à l'interface entre l'agronomie et l'écologie. Elle s'intègre dans le cadre du projet ANR (Agence Nationale de la Recherche) Landscaphid qui a été mis en place pour mieux comprendre l'influence du paysage sur les pucerons ravageurs des cultures et le potentiel de contrôle biologique. Des partenariats ont été établis avec Inter Bio Bretagne qui regroupe les opérateurs de la filière biologique et la chambre d'agriculture du département. Cela a notamment permis de localiser les producteurs de blé biologique d'Ille-et-Vilaine. De plus, un réseau d'agriculteurs volontaires a été mis en place pour la réalisation du travail de terrain.

1.3 L'ETAT DE L'ART

La synthèse bibliographique vise, dans un premier temps, à identifier les effets connus des modes de production AB et AC sur les carabes puis, plus précisément, quelles sont les pratiques agricoles impliquées. Enfin, l'importance de l'échelle d'étude est mise en avant.

1.3.1 EFFET DES MODES D'EXPLOITATION EN AB ET EN AC SUR LA BIODIVERSITE

L'agriculture biologique a connu une extension rapide dans le monde durant les dix dernières années (ZEHDNER *et al.*, 2007). Elle fait référence à un mode de conduite qui maximise l'utilisation des ressources locales et prohibe la plupart des intrants de synthèse. Les pratiques agricoles sont notamment basées sur les cycles écologiques, pour assurer la fertilité des sols par exemple. Un objectif est de réduire les impacts environnementaux et d'assurer la durabilité du système (GOMIERO *et al.*, 2011). L'agriculture conventionnelle comprend la diversité de systèmes d'exploitation qui n'est pas en AB. Malgré tout, certaines pratiques

telles que l'aménagement des bords de culture, ne sont pas spécifiques à la production biologique et sont aussi utilisées dans les systèmes conventionnels (HOLE et *al.*, 2005).

On peut généralement associer l'AB à de hauts niveaux de biodiversité (BENGSTON et *al.*, 2005; ZEHDNER et *al.*, 2007; Letourneau et Bothwell 2008). Cette influence positive de l'AB est relevée dans de nombreuses études, même si des contradictions subsistent parfois (MACFADYEN et *al.*, 2009). Une revue bibliographique a été réalisée en 2001 concernant l'abondance ou la diversité spécifique d'espèces de divers taxons dans les exploitations en AB et en AC (PFIFFNER et *al.*, 2001). L'abondance des carabes est plus importante en AB pour 13 articles étudiés et identique pour 2 d'entre eux (*ibid.*). D'autres synthèses bibliographiques vont dans le même sens. HOLE et *al.* (2005) concluent à une influence positive des systèmes en AB sur l'abondance des carabes sur la base de 18 articles étudiés. Ces résultats ne sont pas toujours confirmés, l'abondance des carabes n'augmentant pas en AB d'après l'étude des 63 articles recensés par BENGTTSSON et *al.* (2005). Pourtant, si l'on considère tous les taxons, les organismes sont 50% plus abondants (et la richesse spécifique est supérieure de 30%) mais les carabes ne suivent pas cette tendance générale (*ibid.*). Les espèces répondent de façon très hétérogène. Les résultats concernant les espèces de carabes *Pterostichus melanarius* et *Bembidion lampros* sont variables selon les études ou encore pour une même étude, selon l'année ou le site. Les espèces du genre *Harpalus*, *Bembidion explodens* et *Clivina fossor* sont clairement favorisées dans les exploitations en AB, alors que *Trechus quadristriatus* répond à l'opposé (HOLE et *al.*, 2005). Si les exploitations en AB ont souvent un impact positif sur la biodiversité, la diversité des réponses est toujours à prendre en compte selon les taxons (GOMIERO et *al.*, 2011). Les résultats qui concernent la richesse spécifique sont plus homogènes : l'AB aurait bien un effet positif sur la diversité des carabes, même si cette conclusion n'est pas systématique (BENGTTSSON et *al.*, 2005 ; HOLE et *al.*, 2005, PFIFFNER et *al.*, 2001, DRITSCHILO et ERWIN, 1982). Ces effets positifs ne sont pas retrouvés, par exemple, si l'on considère d'autres indices de diversité que la richesse spécifique (DRITSCHILO et ERWIN, 1982). La richesse spécifique peut-être identique, dans de rares cas, entre les modes d'exploitation AB/AC (PFIFFNER et *al.*, 2001). Les résultats peuvent cependant être contradictoires puisqu'un nombre plus important de carabes peut être relevé en AC (WEIBULL et *al.*, 2003 ; HOLE et *al.*, 2005). Pour expliquer cela, les auteurs indiquent que la quantité d'individus piégés répondrait principalement à l'hétérogénéité du paysage. Ce facteur serait plus important que les pratiques agricoles, lorsque l'hétérogénéité est plus élevée, que les pratiques agricoles.

De nombreuses difficultés sont rencontrées lorsque de telles comparaisons sont faites entre différents travaux scientifiques. Parmi les nombreux problèmes méthodologiques rencontrés, il y a une prise en compte inégale ou absente des paramètres liés au paysage, des différences d'échelles spatiales ou temporelles ou encore le fait que la proportion d'exploitations en AB soit faible dans le paysage.

1.3.2 LES PRATIQUES AGRICOLES QUI IMPACTENT LA BIODIVERSITE

Après s'être intéressés aux modes de production, nous détaillons les pratiques qui impactent la biodiversité. On distinguera les pratiques qui ont un effet direct, c'est à dire qui causent des dégâts physiques ou la mortalité des organismes, de celles qui ont un effet indirect par modifications des habitats. Les effets indirects présentés modifient soit les conditions du milieu, soit la disponibilité des ressources.

1.3.2.2 EFFETS DIRECTS

Les pesticides impactent localement les populations de carabes, sur le court terme principalement. Ces derniers recolonisent rapidement le milieu mais la diminution du nombre de carabes à plus large échelle, au cours du temps, est peut-être due à une utilisation généralisée des pesticides (HOLLAND et LUFF, 2000). Les herbicides et les fongicides ne seraient pas directement toxiques pour les carabes (ZHANG et *al.*, 1997 ; SOTHERTON et MOREBY, 1984). Quand aux insecticides, leurs effets sont complexes à mettre en évidence car de nombreux facteurs interviennent. Parmi ceux-ci, l'exposition et la réponse de l'organisme touché, dépendent par exemple des conditions environnementales. Les effets des insecticides sont liés notamment au type de produit, à la dose et à l'espèce considérée (HOLLAND et LUFF, 2000). Avec un labour fréquent et non superficiel couplé à l'utilisation de pesticides, DRITSCHILO et ERWIN (1982) constatent une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique en carabes, dans trois champs sur quatre en AC, par rapport aux champs en AB adjacents. Le labour peut causer une destruction physique des organismes selon l'outillage agricole. Le désherbage mécanique n'aurait, par contre, pas d'effet négatif direct sur les arthropodes (KROMP, 1999). De nombreux résultats sont contradictoires sur la question du labour. Connaître le stade de développement des carabes les plus sensibles au labour peut permettre d'expliquer la variabilité des résultats mais les réponses sont également très contrastées sur ce point (HOLLAND et LUFF, 2000). Certains résultats indiquent que les

adultes sont plus vulnérables au labour car moins à même de survivre enterrés que les larves et les pupes. D'autres, indiquent que les adultes subissent moins de destruction directe de part leur mobilité. HOLLAND et LUFF (2000) précisent, pour de nombreuses espèces de carabes, si elles sont favorisées par les cultures de printemps ou d'automne et par un labour limité ou prononcé. Cette classification montre bien, vu la variabilité des préférences, qu'il n'est possible que de raisonner à l'échelle de l'espèce.

1.3.2.1 EFFETS INDIRECTS PAR MODIFICATION DES HABITATS

Tout d'abord, le type de culture a une influence sur la biodiversité, notamment par le microclimat créé et les pratiques associées qui influencent l'habitat. L'humidité du sol serait le facteur le plus important pour quantité d'espèces, le couvert végétal influençant le microclimat (HOLLAND et LUFF, 2000). L'état de ce couvert varie, en partie, selon l'importance accordée à la lutte contre les adventices. La réduction de leur diversité spécifique implique la réduction de la diversité des insectes (CHIVERTON et SOTHERTON, 1991). Un mécanisme qui explique cela est l'altération du microclimat, ce phénomène affectant notamment les populations de carabes (KROMP, 1999 ; KROOSS et SCHAEFER, 1998). Les pratiques liées à la gestion des adventices telles que la rotation des cultures, le contrôle mécanique, l'utilisation d'herbicides impactent donc indirectement la biodiversité par modification des habitats. Par exemple, les herbicides affectent la composition, la distribution et la densité d'adventices (HOLE et *al.*, 2005). Certaines espèces d'adventices communes ont connu un déclin à la fin du 21^{ème} siècle (ANDREASEN et *al.*, 1996). Ce sont les herbicides qui sont principalement mis en cause. Lorsque que la fertilisation azotée est trop faible, le même mécanisme intervient. La croissance des plantes sera alors ralentie, ce qui entraîne une détérioration du microclimat pour les populations d'invertébrés (KROOSS et SCHAEFER, 1998). L'entretien d'éléments non cultivés tels que les bandes enherbées renforcent les populations d'auxiliaires. Ils constituent des zones favorables pour hiverner (BIANCHI et *al.*, 2006). Ces zones sont essentielles pour la reproduction, pour constituer des refuges et pour la dispersion. Certaines espèces de carabes hivernent directement dans le champ. D'autres utilisent les bords de cultures pour hiverner alors qu'elles sont présentes dans les cultures durant l'été (HOLLAND et LUFF, 2000). La date de semis a une influence sur la présence des parasitoïdes. Des plantes à maturation précoce peuvent agir comme un réservoir à parasitoïdes (VORLEY et WRATTEN, 1987). Même si ce résultat ne concerne pas directement les

carabes, il montre l'importance potentielle de la formation précoce d'un habitat de type culture. Le semis-direct, agit positivement sur l'abondance de *P.melanarius* par rapport à des pratiques qui incluent le labour. Le même résultat est obtenu avec un paillage par rapport à un labour avec retournement de la terre (SYMONDSON et *al.*, 1996). Le labour simplifié, sans retournement du sol, évite la perturbation du milieu physique, l'exposition aux prédateurs (STOATE et *al.*, 2001). S'il y a une interculture, le sol est couvert plus longtemps à l'échelle d'une année. Cela serait favorable au développement des populations d'invertébrés (RUNDLOF et SMITH, 2006). Cependant, l'effet des intercultures reste peu connu.

1.3.2.2 EFFETS INDIRECTS PAR MODIFICATION DE LA DISPONIBILITE EN RESSOURCES ALIMENTAIRES

L'épandage de fumier et l'utilisation d'engrais verts entraînent généralement une plus grande abondance en carabes de part l'apport en ressources alimentaires pour de potentiels proies tels que des détritivores ou saprophytes (HOLLAND et LUFF, 2000). L'effet peut être opposé si ces apports ne sont pas assez riches en azote, ce qui a été démontré chez les staphylins (KROOSS et SCHAEFER, 1998). La présence d'éléments semi-naturels diversifiés met à disposition des ressources alimentaires complémentaires (BIANCHI et *al.*, 2006). Les techniques culturales simplifiées évitent une diminution de l'accessibilité de ces ressources, par rapport à des labours qui perturbent d'avantage le milieu (STOATE et *al.*, 2001). L'utilisation des pesticides peut toucher des organismes non ciblés et donc réduire potentiellement les ressources alimentaires disponibles. Par exemple, les herbicides entraînent une diminution du nombre de graines, fournies par les adventices, disponibles à la consommation (HOLE et *al.*, 2005).

1.3.3 L'IMPORTANCE DE L'ECHELLE D'ETUDE

Le paysage est défini par l' *European convention for Landscape* (2004) comme étant une organisation spatiale produite par une société en interaction avec l'environnement pour utiliser et gérer les ressources naturelles. L'agroécologie du paysage vise à comprendre le fonctionnement des systèmes agricoles et comment l'agencement de ces systèmes influe sur les processus écologiques et les ressources naturelles (THENAIL et *al.*, 2012). Dans ce contexte, l'hétérogénéité spatiale est un concept central à prendre en compte. La définition de cette notion donnée en introduction peut être précisée et complétée : l'hétérogénéité dite fonctionnelle est définie par les différents types d'occupation du sol, en fonction des

ressources apportés pour un groupe d'espèces donné (FAHRIG et *al.*, 2011). La diversité des pratiques agricoles et leur organisation dans le paysage, produit une forme particulière d'hétérogénéité qui n'est pas forcément directement visible. On parle alors d'hétérogénéité cachée (VASSEUR et *al.*, 2013).

L'effet positif de l'AB sur la biodiversité est dû, en partie, à l'interaction entre l'effet des pratiques agricoles et l'hétérogénéité du paysage (BENGTSSON et *al.*, 2005) ou à la proportion d'exploitation en AB dans le voisinage (GABRIEL et *al.*, 2010). La présence de la faune utile est très corrélée avec la quantité d'éléments semi-naturels au sein des paysages (CLERGUE et *al.*, 2005). Ce facteur serait plus important, par rapport aux pratiques locales, pour expliquer la présence de cette faune. L'hétérogénéité spatiale due à ces éléments à l'échelle du paysage est aussi à prendre en compte car elle est liée à un plus grand nombre d'habitats (GOMIERO et *al.*, 2011). L'hétérogénéité liée aux pratiques AB/AC aurait un impact sur la biodiversité, là aussi plus important que les pratiques à l'échelle de la parcelle (WEIBULL et *al.*, 2003). RUNDLOF et *al.* (2005), qui ont pris pour modèle biologique les lépidoptères, indiquent que l'abondance et la richesse spécifique des lépidoptères augmentent à l'échelle locale en étant affectés par la présence du mode d'exploitation de l'AB dans le paysage. Les pratiques agricoles ont plus d'influence à l'échelle locale si l'exploitation en AB est entourée d'exploitations en AC (RUNDLOF et *al.*, 2005). Une exploitation en AC dans une zone qui contient beaucoup d'exploitations en AB peut avoir des niveaux de biodiversité équivalents à une exploitation en AB dans une zone qui en contient peu (GABRIEL et *al.*, 2010). Si le paysage est déjà suffisamment hétérogène en ce qui concerne le mode d'exploitation, augmenter le nombre d'exploitations en AB aura une influence faible sur la biodiversité existante. Dans un environnement où les paysages agricoles sont homogènes, le levier d'action le plus important serait par contre l'implantation d'exploitations en AB (RUNDLOF et *al.*, 2008).

La biodiversité d'une parcelle est donc influencée par les pratiques locales et environnantes, ce qui met en évidence le rôle prédominant des paysages dans lesquelles les exploitations s'intègrent.

1.4 PROBLEMATIQUE ET HYPOTHESES

La synthèse bibliographique a permis de mettre en évidence que la plupart des pratiques agricoles impactent la biodiversité en modifiant les habitats écologiques, d'où

l'intérêt de prendre en compte cette diversité. Mais, les systèmes en AB et en AC sont généralement comparés sans qu'elle soit prise en compte. Pourtant, le mode d'exploitation en AC peut être peu intensif dans certains cas. Il est donc important d'identifier les pratiques en AB et AC, qui impactent les carabes, de façon plus précise. De plus, si quelques travaux ont révélé des effets de la proportion d'exploitations en AB à l'échelle du paysage, cela reste peu étudié. C'est pourquoi cette proportion sera calculée à différentes échelles, dans des zones tampons de différentes tailles, de même qu'un indice d'hétérogénéité des parcelles AB. Si l'AB est souvent associée à une biodiversité plus importante de part les pratiques agricoles utilisées, cela reste à confirmer pour les carabes lorsque la quantité d'éléments semi-naturels est constante dans le paysage, ce qui est le cas dans la présente étude.

La première hypothèse faite ici est que l'on peut identifier une diversité des pratiques agricoles et non pas simplement une opposition entre les exploitations en AB et en AC, du fait de la diversité des modes d'exploitations mis en œuvre par les agriculteurs. La deuxième hypothèse est que la proportion d'exploitations en AB et leur hétérogénéité spatiale dans le paysage vont avoir un impact positif sur l'abondance de carabes. La troisième hypothèse est que les pratiques agricoles étudiées vont impacter l'abondance différemment selon l'échelle spatiale considérée.

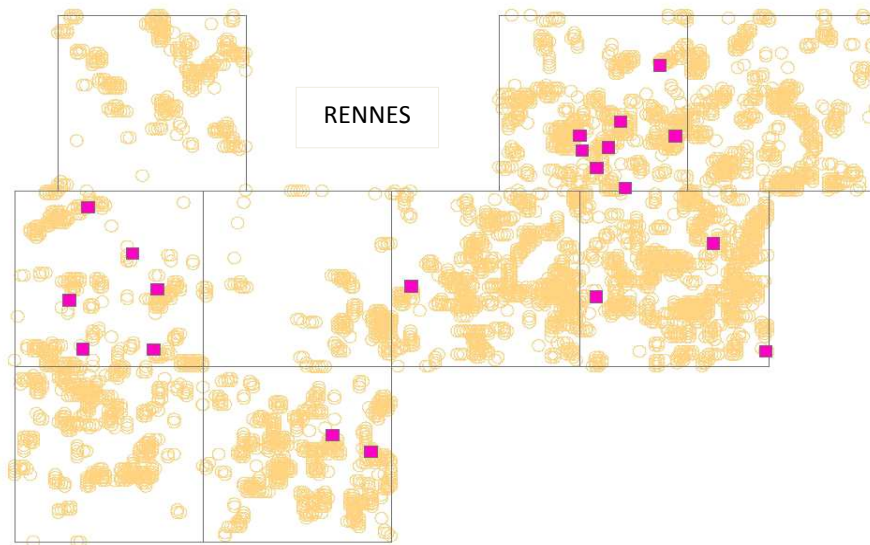


FIGURE 2 : REPARTITION DES SITES D'ETUDES, PARMIS LES PAYSAGE SELECTIONNES, EN ILLE ET VILAINE

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 SITE D'ETUDE

Le protocole d'échantillonnage étant appliqué pour la deuxième année consécutive, le choix des sites d'études (figure 2) a été réalisé préalablement à ce stage. Dans le sud de l'Ille-et-Vilaine, 20 paysages de 1km² ont été sélectionnés. Ils ont été choisis de façon à présenter des surfaces similaires d'éléments semi-naturels (bois, haies et prairies permanentes), de bâti et routes, d'eau et de cultures, de façon à ne pas tester les effets de ces facteurs. Pour la sélection des paysages, une cartographie existante de l'occupation du sol et des haies a été utilisée (données du laboratoire de géographie COSTEL, 2010). Le logiciel *Chloé v.2012*, qui permet de caractériser l'occupation du sol dans des fenêtres glissantes (voir annexe 2), a été utilisé pour identifier les paysages de la zone d'étude qui répondent aux critères mentionnés précédemment. Les sites d'étude ont ensuite été sélectionnés de façon à être répartis le long d'un gradient de surface en AB, qui s'étend de 6% à 37%. Le pourcentage d'AB a été établi à partir du recensement des exploitations AB (source Agence Bio). Dans chacun des 20 paysages, 2 parcelles de blé d'hiver, une en AB et une en AC, ont été sélectionnées. Les échantillonnages ont donc été réalisés dans 40 parcelles au total. La cartographie fine de l'occupation du sol et de la répartition des exploitations en AB et en AC dans les sites d'étude a été faite dans des buffers de 500m à l'aide du logiciel *ArcMap v10.1*.

2.2 MODELES BIOLOGIQUES

Les cultures de blé d'hiver ont été choisies parce qu'elles sont très répandues en Ille-et-Vilaine. C'est une culture qui est particulièrement soumise aux dégâts causés par les pucerons. Les trois espèces de pucerons majoritairement présentes sur le blé sont étudiés : *Sitobion avenae*, *Rhopalosiphum padi* et *Metopolophium dirhodum*. Une première vague de pucerons colonise le blé au printemps durant le stade de montaison. Puis, une deuxième vague s'installe dans les champs durant la phase d'épiaison et de formation des grains en juin/juillet. Les températures élevées profitent aux pucerons et les événements pluvieux entraînent des taux de survie moins importants (GOSSELKE et al., 2001). La capacité de dispersion des pucerons est de l'ordre de la dizaine de km (THIES et al., 2005 ; HALBER et al., 1990).

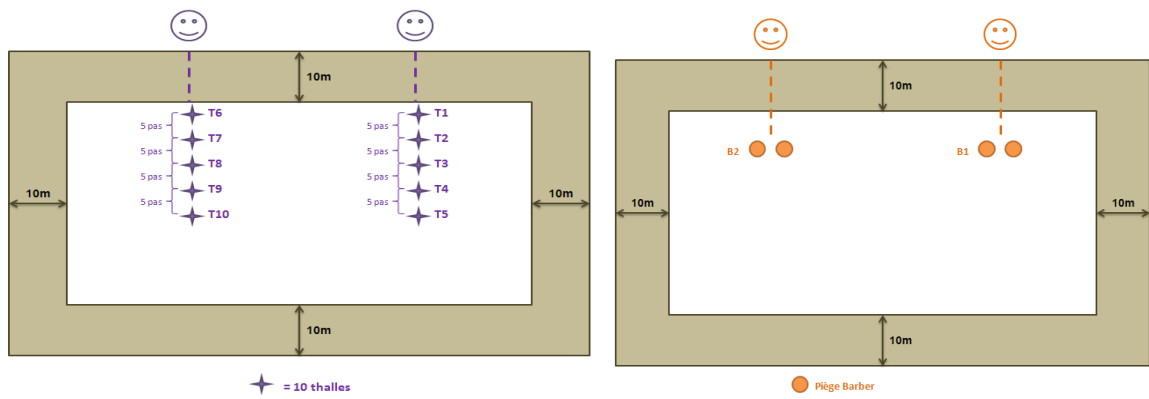


FIGURE 3 : DISPOSITION DES POINTS DE COMPTAGE DES PUCERONS LE LONG DE DEUX TRANSECTS (A GAUCHE) ET DISPOSITION DES POTS BARBERS (A DROITE) PAR PARCELLE



(SOURCE : [HTTP://ACES.ENS-LYON.FR](http://aces.ens-lyon.fr))

FIGURE 4: UN POT BARBER

Les carabes sont des insectes coléoptères qui font partie de la famille des *carabidae*. Environ 60 espèces sont à la fois polyphages et prédatrices de pucerons. Les espèces inféodées aux cultures ont des traits d'histoire de vie adaptés aux pratiques agricoles. Les espèces les plus abondantes en culture utilisent les bords de champ pour hiverner, principalement sous forme adulte. Elles peuvent également hiverner directement dans le champ, surtout au stade larvaire. Durant l'été, elles sont présentes dans les cultures notamment pour s'alimenter et se reproduire (HOLLAND et LUFF, 2000). Une étude de capture-marquage-recapture (CMR) a montré que les distances de déplacements des carabes sont de 2,3m par jour en juin et juillet et 5,3m par jour en août (THOMAS *et al.*, 1998).

2.3 PIEGEAGE DES CARABES ET COMPTAGE DES PUCERONS

Le protocole d'échantillonnage suivant a déjà été mis en place en 2012. Ce sont les données de 2012 qui sont analysées dans le rapport. L'échantillonnage de 2013 est similaire, le même travail de terrain est donc réalisé. Pour éviter tout effet bordure, les zones du champ qui sont à moins de 10m du bord n'ont pas été échantillonnées (figure 3). Des pots Barbers (figure 4) ont été utilisés pour piéger les carabes. Ce sont des pots circulaires, de 4cm de diamètre environ, qui sont enterrés de façon à ce que les carabes tombent dedans. Ils sont remplis au 1/3 avec du MPG (MonoPropylenGlycol) pour neutraliser et conserver les carabes. Deux pièges espacés de 10m ont été placés dans chaque parcelle, un piège étant constitué de 2 pots Barber espacés de 20cm (figure 3). Le piégeage s'est fait en continu d'avril à juillet pour un total de 7 relevés, les pièges étant relevés toutes les 2 semaines. L'identification a été faite à l'aide de la "Clé des Carabidae des paysages agricoles du nord-ouest de la France" (Roger *et al.*, 2013). Ce type de piégeage permet de quantifier l'activité-densité des carabes, c'est à dire que la probabilité de les capturer dépend de leur abondance et de leur activité. Plus un carabe aura tendance à se déplacer et plus sa probabilité de capture sera importante. Dans ce rapport, le terme d'abondance fait référence à l'activité-densité des carabes pour simplifier.

Les pucerons ont été comptés et identifiés le long de 2 transects par parcelle. Chaque transect comprenait cinq points d'échantillonnage séparés de cinq pas, au niveau desquels 10 talles ont été choisis aléatoirement. Dans chaque parcelle, l'échantillonnage a donc été fait sur 100 talles. 3 relevés ont été effectués dans la saison : un début avril, un fin mai et le dernier fin juin. L'identification a été faite directement sur le terrain.

2.4 CARACTERISATION DES PRATIQUES AGRICOLES

Des enquêtes réalisées auprès des agriculteurs ont permis de relever les pratiques agricoles réalisées dans les 40 parcelles de blé étudiées. Les questionnaires réalisés portaient sur les qualités agronomiques de la parcelle, la rotation, le précédent, l'interculture, l'itinéraire technique réalisé (semis, travail du sol, intrants, récolte) et la gestion des bordures. Les entretiens avec les agriculteurs concernés ont eu lieu durant la première année d'expérimentation (2012).

2.5 ANALYSES STATISTIQUES

2.5.1 EFFET DE LA DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES A L'ECHELLE DE LA PARCELLE

2.5.1.1 CONSTRUCTION DES VARIABLES AGRICOLES

La diversité des pratiques agricoles a été analysée au moyen d'Analyses Factorielles multiples (AMF). L'AFM est un outil d'analyse qui permet de représenter des individus (ici les parcelles) dans un espace multidimensionnel où chaque dimension, ou axe factoriel, est construite à partir d'un ensemble de variables (ici les pratiques). Les variables ont une contribution différente à la formation de chaque axe. L'intérêt de cette analyse pour notre étude était de pouvoir détecter les liens entre les différentes pratiques agricoles, et de représenter la variabilité de ces pratiques de façon synthétique sous la forme d'axes factoriels. De plus, la visualisation de la répartition des individus (ou parcelles) sur un nombre d'axes réduit permet de visualiser leurs similitudes en termes de pratiques. Une première AFM a été faite sur toutes les parcelles pour comparer les pratiques en AB et en AC. Puis deux AFM supplémentaires ont été réalisées pour étudier la diversité des pratiques au sein de chaque mode d'exploitation. Pour chaque analyse, les sorties graphiques montrant les deux axes factoriels qui contiennent le plus d'information sont présentées à chaque fois. La représentation des parcelles dans l'espace des axes un et trois ou deux et trois est présentée uniquement si ces axes contiennent suffisamment d'information et illustrent un résultat différent.

Des Classifications Ascendantes Hiérarchiques (CAH) ont été réalisées, sur les coordonnées des parcelles le long des axes factoriels. Les clusters représentaient alors

TABLEAU 1 : PRATIQUES AGRICOLES ETUDIEES AVEC DES ANALYSES FACTORIELLES MULTIPLES (AFM)

La codification de chaque groupe/variable est donnée ainsi que l'AFM (ABAC, AB, AC) pour laquelle la variable est utilisée. Les modalités de chaque variable qualitatives, ou les unités pour les variables quantitatives, sont détaillées dans la colonne "Type/Unité". Les variables propres à un seul mode d'exploitation, tel que la date de conversion pour les parcelles en AB, ne sont pas renseignées pour les parcelles en AC.

GROUPE	VARIABLE	Type/Unité	AFM
Travail du sol (Tsol)	Passage (Tst)	Nombre de passages	ABAC/AB/AC
	Labour (Lab)	Oui/non	ABAC/AB/AC
Semis (Sem)	Variété (Var)	Nombre de variétés	ABAC/AB/AC
	Densité (Dens)	Kg/ha	ABAC/AB/AC
Rotation (Rota)	Rotation (Rota)	Durée en année	ABAC/AB/AC
Intrants (Intr)	Fertilisation organique (Fod)	Unité/ha	ABAC/AB/AC
	Dose d'herbicides (Hd)	Pourcentage de la dose homologuée	ABAC/AC
	Passage d'herbicides (Ht)	Nombre de passages	ABAC/AC
	Dose de fongicides (Fd)	Pourcentage de la dose homologuée	ABAC/AC
	Passages de fongicides (Ft)	Nombre de passages	ABAC/AC
	Dose de régulateurs (Rd)	Pourcentage de la dose homologuée	ABAC/AC
	Dose Fertilisation minérale (Fmd)	Pourcentage de la dose homologuée	ABAC/AC
	Passage de fertilisants minéraux (Fmt)	Nombre de passages	ABAC/AC
Date de conversion (Dco)	Date de conversion (Dco)	Date	AB
Surface parcelle (S)	Surface parcelle (S)	Ha	ABAC/AB/AC
Date de semis (Dsem)	Date de semis (Dsem)	Date	ABAC/AB/AC
Mode d'exploitation (ABAC)	Mode d'exploitation (ABAC)	AB ou AC	ABAC

toujours une division en deux groupes, selon la CAH réalisée. Des classifications en groupes plus nombreux n'étaient pas pertinentes car le nombre de parcelles par groupe aurait été trop faible. Les pratiques sélectionnées pour ces analyses sont présentées dans le tableau 1. Pour réaliser les AFM, certaines variables qualitatives ont été reclassées de façon à obtenir des classes d'effectifs proches, dans la mesure où la classification ait du sens et soit interprétable (tableau 2). Les AFM ont été réalisées avec le logiciel *R v3.0.1*.

2.5.1.2 IMPACT DES PRATIQUES LES PLUS IMPORTANTES IDENTIFIEES SUR LES CARABES

L'impact des pratiques sur les carabes a été analysé au moyen de modèles linéaires. Les analyses ont été effectuées en testant les effets des coordonnées de chaque parcelle, le long des axes 1 et 2 issus des AFM, sur l'abondance totale (pour toutes les espèces de carabes piégées). La normalité des résidus des analyses a été contrôlée avec un test de *shapiro-wilk*. Leur distribution a été analysée graphiquement pour vérifier que l'espérance tend vers 0 et que la distribution est aléatoire autour de cette valeur. Les régressions ont été réalisées selon trois modèles considérant les pratiques de l'AB, celles de l'AC et enfin celles de toutes les parcelles confondues (modèles *AB*, *AC* et *ABAC* respectivement). Pour ce dernier modèle, un modèle linéaire généralisé mixte est utilisé pour tenir compte de la dépendance spatiale qui peut exister entre deux parcelles d'un même paysage. Des variables supplémentaires ont été ajoutées à chaque modèle, en rapport avec la végétation : la hauteur de blé (*H* en cm), le nombre d'espèces d'adventices (*ADV*), le pourcentage de sol nu (*SOLNU*), ainsi que l'abondance des pucerons. Ces variables, sont issues d'une moyenne obtenue à partir de l'échantillonnage de 3 quadrats par parcelle.

La méthode statistique *multimodel inference* (voir BURNHAM et ANDERSON, 2004) a été utilisée sous *R v3.0.1*, avec le package "MuMIn", pour créer plusieurs modèles de régressions avec différentes combinaisons de variables. Les modèles qui sont conservés sont ceux pour lesquels le critère d'Akaike (qui définit la qualité d'un modèle) ne varie pas de plus de 4 par rapport au modèle initial. Finalement, les coefficients estimés et *p-values* calculées pour chaque variable sont des valeurs combinées à partir de ces différents modèles. Cette méthode a l'avantage de prendre en compte la diversité des modèles possibles à partir d'un jeu de variables.

TABLEAU 2 : CLASSIFICATION DES VARIABLES QUALITATIVES

GROUPE	CATEGORIE	RECLASSIFICATION	EFFECTIFS
Date de conversion (Dco)	1992 à 1996	Très tôt	4
	1997	Tôt	5
	1998 à 2000	Tard	5
	2003 à 2010	Très tard	6
Date de semis (Dsem)	Début octobre à mi-octobre	Précoce	4
	Fin octobre	Moyen	26
	Début novembre à mi-novembre	tardif	10
Labour (Lab)	oui	/	33
	non	/	7

2.5.2 EFFET DU PAYSAGE

2.5.2.1 CALCUL DES INDICES PAYSAGERS

A partir de la cartographie d'occupation du sol, des zones tampons ont été créées avec le logiciel *ArcMap v10.1* jusqu'à 500m de chaque parcelle par pas de 50m. Cela a permis d'obtenir 10 échelles paysagères différentes pour calculer des indices paysagers. La proportion d'exploitations en AB a donc été calculée 10 fois pour chaque parcelle, de même que l'indice d'hétérogénéité structurel de Baudry-Burel (BBHSI) calculé avec le logiciel *Chloé v2012*. Cet indice est issu du nombre de couples de pixels non homogènes, en fonction du mode d'exploitation, et calculé de la façon suivante : $\sum_{c=1}^n (Pc * \ln Pc)$ où nnh est le nombre de couples non homogène et Pc la proportion de couples non homogène. Plus l'indice est élevé et plus l'hétérogénéité structurelle est forte. La rasteration des buffers, nécessaire à l'utilisation du logiciel *Chloé*, s'est faite avec une distance de 1m par pixel. Chacun des deux indices calculés sera associé à l'échelle considérée.

2.5.2.2 SELECTION DES ECHELLES LES PLUS PERTINENTES ET IMPACT SUR LES CARABES

La méthode statistique des *random forests* (voir : STROBL *et al.*, 2008 ; BRADTER *et al.*, 2013) a été utilisée pour sélectionner les variables paysagères les plus importantes pour expliquer les abondances de carabes, dans l'objectif de choisir les modèles de régression les plus appropriés. Cette méthode à l'avantage de permettre d'intégrer de nombreuses variables même si elles sont corrélées entre elles et que la taille de l'échantillon est limitée. Tout d'abord, un arbre est créé pour classer les individus (parcelles) les plus similaires par groupe, en termes de variables paysagères. Ensuite, l'algorithme *random forest* sélectionne aléatoirement 2/3 des variables pour chaque groupe formé. A chaque nœud des groupes d'individus plus nombreux sont constitués et un nouveau modèle généré en sélectionnant toujours 2/3 des variables. L'opération est réitérée sur 1000 arbres pour calculer l'importance de chaque variable. Pour chaque modèle, les variables les plus explicatives sont retenues et leur importance est en fait une fréquence d'apparitions. Le logiciel *R v3.0.1* a été utilisé avec le package *random forest* pour effectuer ces opérations. Il donne un indice d'importance de toutes les variables et indique en sortie les variables qui ont été sélectionnées. Cette méthode a été utilisée en considérant les indices paysagers, la proportion d'AB et l'indice BBHSI pour

les 10 échelles, pour sélectionner les plus pertinentes pour chacun des indices. Trois modèles, *AB*, *AC* et *ABAC* ont là aussi été testés. Pour le dernier modèle, la variable "ABAC" (qui définit le mode d'exploitation de l'AB ou l'AC) a été ajoutée aux indices paysagers pour comparer l'importance relative des pratiques locales et du paysage. L'effet des variables sélectionnées a ensuite été testé dans des modèles de régression linéaire.

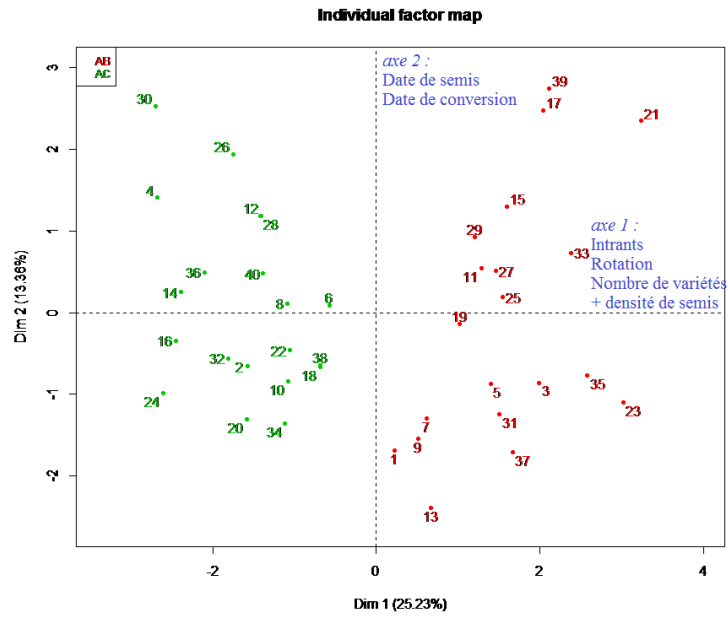
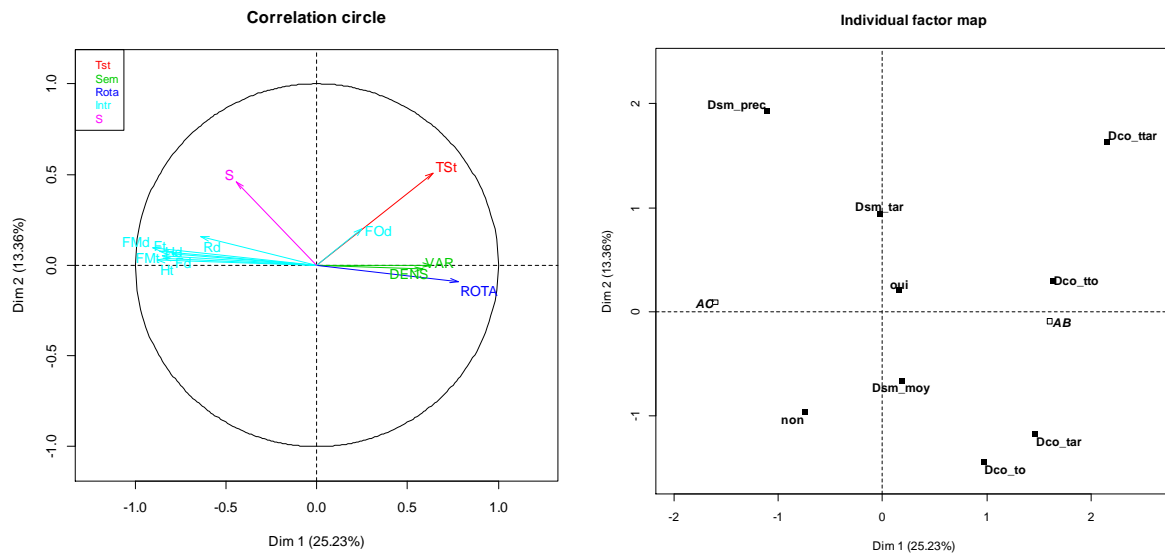


FIGURE 5 : REPRESENTATION DES PARCELLES EN AB (EN ROUGE) ET EN AC (EN VERT) DANS L'ESPACE FACTORIEL DES PRATIQUES (PARCELLES EN AB ET EN AC) ANALYSEES PAR UNE AFM



Tst : travail du sol en nombre de passage ; *Sem* : nombre de variété et densité de semis (Kg/ha) ; *Rota* : durée du cycle de rotation (année) ; *Intr* : fertilisation organique (*Fod* en unité/ha), dose d'herbicide (*Hd* en pourcentage de la dose homologuée), dose de fongicides (*Fd* en pourcentage de la dose homologuée), dose de régulateurs (*Rd* en pourcentage de la dose homologuée), fertilisation minérale (*Fm* en pourcentage de la dose homologuée), nombre de passage d'herbicides (*Ht*), nombre de passage de fongicides (*Ft*), nombre de passage de fertilisation minéraux (*Fmt*) ; *S* : surface (ha) ; *Dsm* : date de semis ; *Dco* : date de conversion ; *prec* : précoce ; *moy* : moyenne ; *tar* : tardif ; *tto* : très tôt ; *to* : tôt ; *tar* : tard ; *ttar* : très tard ; *AB* : agriculture biologique ; *AC* : agriculture conventionnelle

FIGURE 6 : REPRESENTATION DU CERCLE DES CORRELATIONS DES VARIABLES QUANTITATIVES (PARCELLES EN AB ET EN AC) AVEC LES AXES FACTORIELS (A GAUCHE) ET DES VARIABLES QUALITATIVES (PARCELLES EN AB ET EN AC) DANS LE PLAN FACTORIEL DE L'AFM (A DROITE)

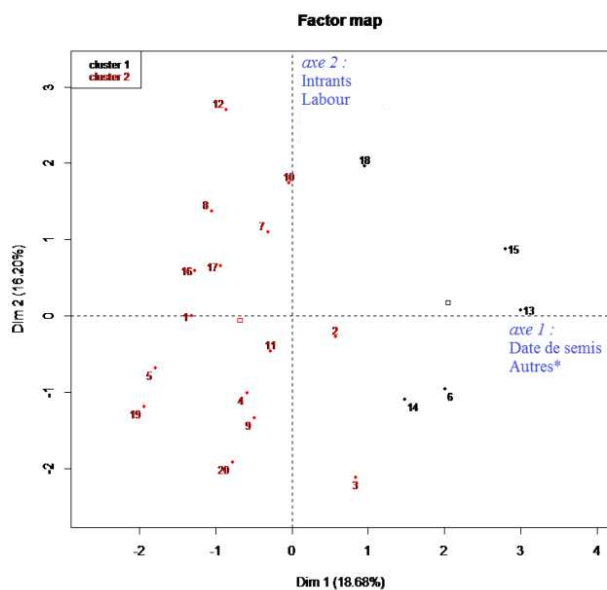
3. RESULTATS

3.1 DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES

3.1.1 DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES EN AB ET EN AC

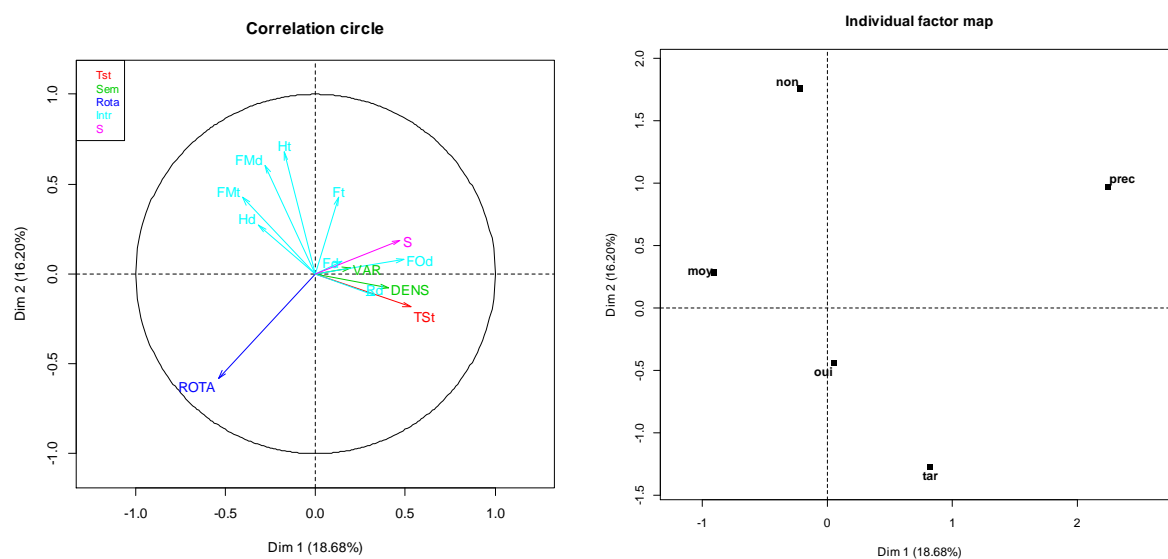
La figure 5 présente les résultats de l'AFM réalisée sur l'ensemble des pratiques mises en place dans les parcelles en AB et AC. L'axe 1 explique 25,3% de la variance et l'axe 2 13,3%. Les parcelles sont nettement divisées en 2 groupes le long de l'axe 1 et se répartissent de manière assez régulière le long de l'axe 2. Le groupe de variables "intrants" contribue le plus à la formation de l'axe 1 avec 26,6% de la variance totale. Ce groupe comprend le nombre de passages et la dose de fertilisants minéraux, d'herbicides et de fongicides ainsi que la dose de fertilisants organiques et la dose de régulateurs. Les plus forts contributeurs de cet axe sont ensuite la durée du cycle de rotations (19,6%) et le groupe de variables "semis" qui comprend le nombre de variétés de blé et la densité (17,4%). Les parcelles en AB se caractérisent par des rotations plus longues, des variétés plus diversifiées, une densité de semis plus importante et une quantité plus importante de fertilisants organiques. Les parcelles en AC se caractérisent plutôt par l'utilisation d'intrants d'origine chimique (figure 6). L'axe 2 quant à lui ne discrimine pas les parcelles en AB de celles en AC, ce qui témoigne d'une diversité de pratiques commune aux deux types de production. Les variables qui contribuent le plus fortement à cet axe sont la date de semis (32,4%) et la date de conversion (30,4%). Pour les deux axes, la répartition des modalités traduisant les dates de semis ou de conversion n'est pas croissante le long des axes (figure 6), ce qui rend difficile l'interprétation.

D'après la Classification Ascendante Hiérarchique réalisée sur les résultats de l'AFM (annexe 3), la division la plus pertinente est la formation de 2 groupes distincts de parcelles. Ces groupes sont identiques à ceux formés lorsque l'on distingue les parcelles en AB et en AC.



* : la variable date de semis contribue largement à la formation de l'axe 1 mais aussi dans une moindre mesure la rotation, le groupe de variables intrants, le travail du sol et la surface.

FIGURE 7 : REPRESENTATION DES 2 CLUSTERS DE PARCELLES CONSTRUITS PAR CAH DANS L'ESPACES DES PRATIQUES DE L'AC DE L'AFM



Tst : travail du sol en nombre de passage ; Var : nombre de variété ; Dens : densité de semis (Kg/ha) ; Rota : durée du cycle de rotation (année) ; Intr : fertilisation organique (Fod en unité/ha), dose d'herbicide (Hd en pourcentage de la dose homologuée), dose de fongicides (Fd en pourcentage de la dose homologuée), dose de régulateurs (Rd en pourcentage de la dose homologuée), fertilisation minérale (FMd en pourcentage de la dose homologuée), nombre de passage d'herbicides (Ht), nombre de passage de fongicides (Ft), nombre de passage de fertilisation minéraux (Fmt); S : surface (ha) ; prec : précoce ; moy : moyen ; tar : tardif ; oui : labour ; non : pas de labour ; AB : agriculture biologique ; AC : agriculture conventionnelle

FIGURE 8 : REPRESENTATION DU CERCLE DES CORRELATIONS DES VARIABLES QUANTITATIVES (PARCELLES EN AC) AVEC LES AXES FACTORIELS (A GAUCHE) ET DES VARIABLES QUALITATIVES (PARCELLES EN AC) DANS LE PLAN FACTORIEL DE L'AFM (A DROITE)

3.1.2 DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES EN AC

L'AFM réalisée sur les parcelles conventionnelles montre qu'elles sont réparties assez régulièrement le long des axes 1 et 2 qui expliquent respectivement 18,7% et 16,2% de la variance observée (figure 7). Si l'axe 1 est principalement lié à la date de semis qui contribue à hauteur de 36,7% à sa formation, les autres variables ont toutes une contribution supérieure à 10%. Seules les variables du groupe "semis" (densité de semis et nombre de variétés semées) et "labour" (présence/absence) ont une contribution plus faible. L'axe 2 est également formé à partir de la plupart des variables mis à part les variables "semis", "surface" des parcelles et "travail du sol" (nombre de passage). Les plus forts contributeurs à la formation de cet axe sont les intrants (18,6%) et le labour (26,8%).

La réalisation d'une CAH (annexe 4) sur les résultats de l'AFM montre que les parcelles se différencient en deux groupes le long de l'axe 1. Il y a d'une part des parcelles qui ont plutôt une surface élevée, un travail du sol fréquent et une densité de semis importante, et d'autre part des parcelles caractérisées plutôt par un cycle de rotation plus long, des doses plus importantes d'herbicides et des doses et fréquences plus élevées de fertilisants minéraux (figure 8). La date de semis est bien représentée par l'axe 1 mais elle n'est pas répartie de façon croissante ou décroissante le long de cet axe. Ainsi il n'est pas possible de décrire les clusters en fonction de cette variable (figure 8).

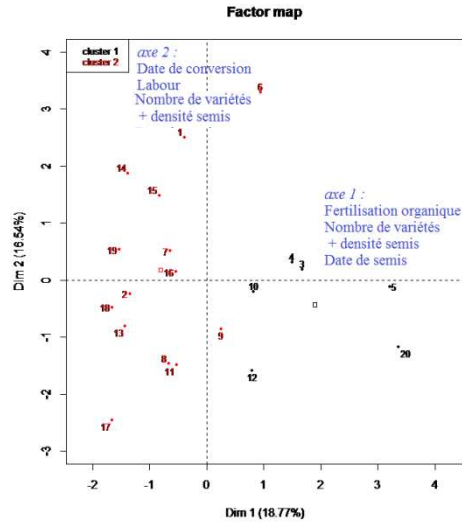
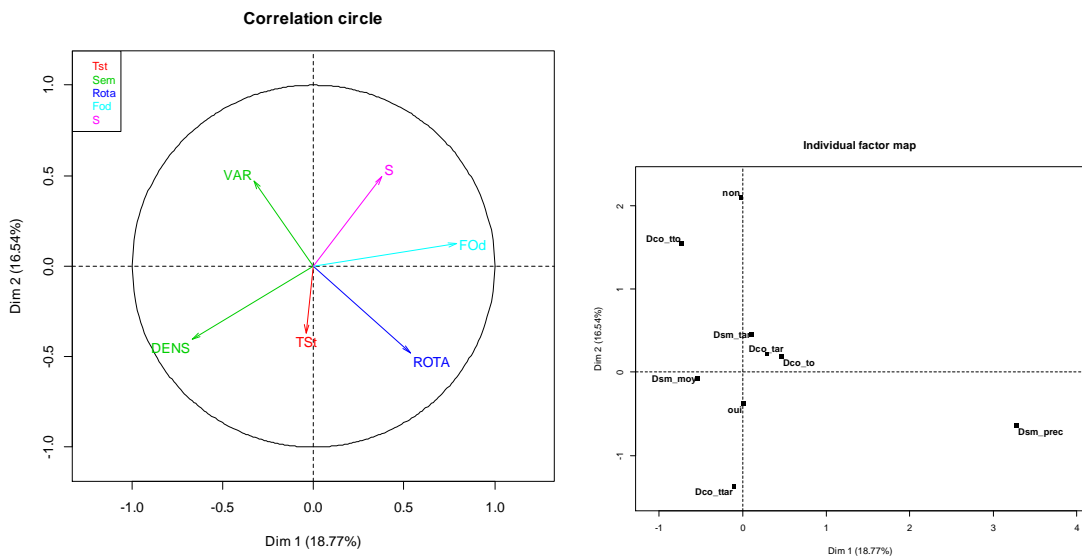


FIGURE 9 : REPRESENTATION DES 2 CLUSTERS DE PARCELLES CONSTRUIT PAR CAH DANS L'ESPACE DES PRATIQUES DES PRATIQUES DE L'AB DE L'AFM



Tst : travail du sol en nombre de passage ; *Var* : nombre de variété ; *Dens* : densité de semis (Kg/ha) ; *Rota* : durée du cycle de rotation (année) ; *S* : surface (ha) ; *Fod* : dose de fertilisation organique (unité/ha) ; *Dsm* : date de semis ; *Dco* : date de conversion ; *prec* : précoce ; *moy* : moyenne ; *tar* : tardif ; *tto* : très tôt ; *to* : tôt ; *tar* : tard ; *ttar* : très tard.

FIGURE 10 : REPRESENTATION DU CERCLE DES CORRELATIONS DES VARIABLES QUANTITATIVES (PARCELLES EN AB) AVEC LES AXES FACTORIELS (A GAUCHE) ET DES VARIABLES QUALITATIVES (PARCELLES EN AB) DANS LE PLAN FACTORIEL DE L'AFM (A DROITE)

3.1.3 DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES EN AB

La figure 9 présente les résultats de l'AFM réalisée sur les pratiques de l'AB. Les axes 1 et 2 expliquent respectivement 18,8% et 16,5% de la variance observée. Trois variables contribuent principalement à la formation de l'axe 1 : La dose de fertilisants organiques pour 27,9%, la date de semis pour 25,5% et le groupe "semis" pour 23,8%. La variable qui contribue le plus à l'axe 2 est la date de conversion (27,3%). Les plus forts contributeurs sont ensuite le labour (20%) et le groupe "semis" (18,6%).

La CAH permet de former 2 groupes de parcelles (annexe 5) qui se différencient selon le premier axe. Les parcelles du premier groupe se caractérisent plutôt par l'utilisation d'une quantité importante de fertilisants organiques et une date de semis plus précoce mais aussi, de façon beaucoup moins discriminante, par une surface parcellaire plus importante et une rotation plus longue (figure 10). Les parcelles du deuxième groupe se caractérisent plutôt par une densité de semis plus importante et un nombre de variétés plus élevé. Les variables qualitatives sont, là encore, difficilement interprétables (figure 10) même si le cluster 2 est bien caractérisé par une date de semis précoce.

3.1.4 IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES LOCALES SUR L'ABONDANCE DES CARABES

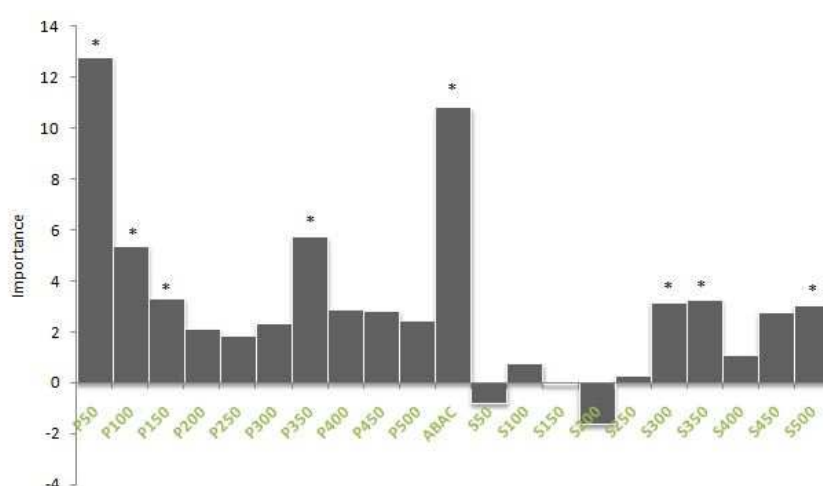
Les coordonnées des parcelles le long des 2 premiers axes des AFM ont été utilisées pour caractériser la diversité des pratiques agricoles. Le tableau 3 montre les résultats des analyses de régressions réalisées entre les abondances de carabes, et les coordonnées factorielles des parcelles des axes 1 et 2 et les variables de végétation et d'abondance des pucerons. Pour les trois régressions réalisées (*ABAC*, *AB*, *AC*) la distribution des résidus est normale, aléatoire et centrée sur une espérance de valeur nulle pour toutes les régressions.

Pour le modèle *ABAC*, seules les coordonnées factorielles des parcelles le long de l'axe 1 ont impact significatif sur les abondances de carabes. Pour cet axe, plus les pratiques se rapprochent de l'AB, c'est à dire plus le cycle de rotation est long, les variétés diversifiées et le semis dense, et plus les carabes sont nombreux. A l'opposé, l'augmentation de l'utilisation de fertilisants minéraux, d'herbicides, de fongicides et de régulateurs semble avoir un effet négatif sur le nombre de carabes. Pour le modèle *AC*, l'abondance de carabes

TABLEAU 3 : RESULTATS DES TROIS ANALYSES DE REGRESSION TESTANT L'EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES LOCALES (ABAC, AB, AC) ET DES VARIABLES DU MILIEU (VEGETATION, ABONDANCE DES PUCERONS) SUR L'ABONDANCE DES CARABES

H : hauteur de blé en cm ; ABP : abondance des pucerons ; SolNu : pourcentage de sol nu ; coord_axe1/2 : coordonnées des parcelles (en AB et en AC) sur l'axe 1/2 de l'AFM. Les variables supplémentaires qui concernent la végétation et l'abondance des pucerons ainsi que la variable des coordonnées de l'axe 2 ne se sont pas toutes incluses dans le modèle dans le cas où elle présente une corrélation significative (test de Pearson) avec d'autres variables. Le choix de la variable à supprimer dans ce cas est fait dans l'objectif de conserver un maximum de variables dans le modèle.

Modèles	Intercept et variables	Statistiques z	P-values	Coefficients estimés
ABAC	Intercept	1.466	0.143	668.447
	Coord_axe1	4.042	>0,001	136.407
	Coord_axe2	1.806	0.071	79.931
	H	0.246	0.806	1.399
	ABP	1.288	0.198	-5.574
AC	Intercept	0.934	0.3504	-936.124
	Coord_axe1	0.123	0.9019	-8.865
	Coord_axe2	0.456	0.6483	21.992
	H	0.61	0.5416	-6.337
	SolNu	0.54	0.5893	-128.628
	ADV	2.163	0.0306	1707.386
	ABP	1.693	0.0905	-5.954
AB	Intercept	1.801	0.0718	708.515
	Coord_axe1	1.911	0.056	172.284
	H	0.253	0.8005	2.029
	SolNu	0.314	0.7535	89.1



* : variable sélectionnées par la méthode des random forest ; P : proportion d'AB dans le paysage ; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre ; ABAC : mode d'exploitation

FIGURE 11 : IMPORTANCE DES INDICES PAYSAGERS ET DU MODE D'EXPLOITATION AUX DIFFERENTES ECHELLES SPATIALES (PARCELLES EN AB ET EN AC)

semble favorisée par l'augmentation de la quantité d'adventices. Aucune des variables du modèle AB ne semble affecter les carabes.

3.2 IMPACT DU PAYSAGE SUR LES CARABES

3.2.1 IMPORTANCE RELATIVE DES PRATIQUES PAYSAGERES ET LOCALES (MODELE ABAC)

La figure 11 montre les indices d'importance des variables paysagères influençant les abondances de carabes, calculés à partir des analyses *random forest*. Les résultats montrent que l'importance des indices paysagers varie selon l'échelle paysagère considérée. La proportion d'AB dans le paysage est une variable pertinente à des échelles de 50m à 150m, en particulier à l'échelle la plus locale, ainsi qu'à 350m. L'indice d'organisation spatiale (BBHSI) est quant à lui sélectionné à 300m, 350m et 500m. Le mode d'exploitation local (variable "ABAC") serait plus important que les indices paysagers pour expliquer l'abondance en carabes, à l'exception de la proportion d'AB à 50m qui conserve l'importance la plus forte.

Les proportions d'AB, ainsi que les indices d'hétérogénéité structurelle, identifiées dans les analyses *random forest*, sont fortement corrélées (annexe 6), et ne peuvent donc pas toutes être intégrées dans les analyses de régression. C'est en particulier le cas pour les variables mode d'exploitation "ABAC" et proportion d'AB "P50" (test de *Wilcoxon* sur échantillons appariés : $V=210$; $p < 0.001$). Par conséquent, seule la proportion d'AB "P50" et l'indice d'hétérogénéité structurelle "S350", identifiée comme les indices les plus importants dans les *random forest*, sont finalement inclus dans la régression. La proportion d'AB à 50m a un impact significatif sur l'abondance des carabes, mais ce n'est pas le cas pour l'indice BBHSI (tableau 4).

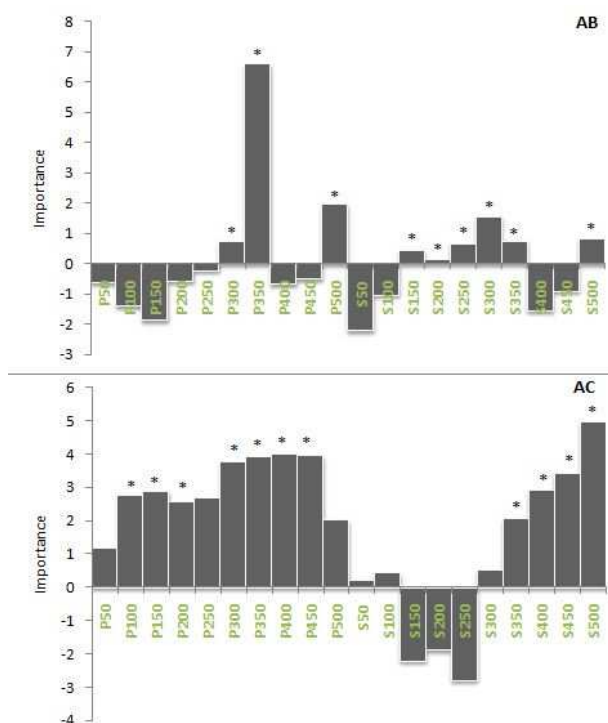
3.2.2 IMPORTANCE RELATIVE DES PRATIQUES PAYSAGERES ET LOCALES (MODELE AB ET MODELE AC)

Les analyses *random forest* réalisées pour les parcelles en AB montrent que la proportion d'AB dans le paysage a une importance élevée à 300m, mais aussi à 350m et 500m (figure 12). Concernant les résultats des analyses sur les parcelles en AC, cette variable est importante à chacune des échelles spatiales, à l'exception de 50m, 250m et 500m. L'indice d'hétérogénéité structurelle est sélectionné pour les échelles de 150m à 350m ainsi qu'à 500m en AB et à partir de 350m, avec une importance croissante selon l'échelle, en AC.

TABLEAU 4 : IMPACT DES INDICES PAYSAGERS SUR L'ABONDANCE DES CARABES MODELE (MODELE ABAC)

P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre ; ABAC : mode d'exploitation

Modèles	Intercept et variables	Statistiques t	P-value	Coefficients estimés
ABAC	Intercept	3.407	0.0016	528.192
	P50	3.313	0.00207	7.611
	S350	-0.955	0.34557	-19220.174



* : variable sélectionnées par la méthode des random forest; P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre

FIGURE 12 : IMPORTANCE DES INDICES PAYSAGERS SELON L'ECHELLE (PARCELLES EN AB ET EN AC)

TABLEAU 5 : IMPACT DES INDICES PAYSAGERS SUR L'ABONDANCE DES CARABES (MODELES AB ET MODELE AC)

P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre.

Modèles	Intercept et variables	Statistiques t	P-value	Coefficients estimés
AB	Intercept	3.838	0.00132	1312.963
	P350	-0.885	0.38869	-8.516
	S300	-0.51	0.61631	-16777.928
AC	Intercept	3.114	0.00599	555.0
	S500	-0.755	0.45980	-21114.7

Pour chaque indice paysager, les variables sont très corrélées entre-elles (annexe 7 et 8). C'est donc le plus important pour chaque qui est inclus dans les deux modèles de régression linéaire réalisés sur les parcelles en AB et AC (tableau 5). Il s'agit de la proportion d'AB à 350m "P350" et de l'hétérogénéité structurelle à 300m "S300" pour le modèle AB. Pour le modèle AC, il s'agit uniquement de l'hétérogénéité structurelle à 500m car "S500" est corrélée à "P400" (test de *Pearson* : corrélation de 70% ; p-value<0,001). Les résultats indiquent qu'aucun des indices paysagers testés n'a une influence significative sur l'abondance des carabes.

4. DISCUSSION

4.1 DIVERSITE DES PRATIQUES AGRICOLES

Nous avons vu que les pratiques agricoles réalisées sur blé d'hiver en Ille et Vilaine se distinguent fortement selon le mode d'exploitation AC ou AB. Cette dichotomie marquée semble donc être pertinente pour évaluer l'effet des pratiques agricoles sur les carabes. Ce résultat est cohérent avec la classification établie par GOSME et *al.* (2012) qui montre une distinction très nette entre les modes d'exploitations biologiques et conventionnels à l'échelle du champ et de l'exploitation. Les résultats établis dans notre étude permettent cependant de caractériser plus précisément les stratégies adoptées par les exploitants en AB et en AC. Ainsi, les exploitants en AB réalisent des cycles de rotations plus longs, sèment d'avantage de variétés de blé, en densités plus importantes. Ils ont aussi une tendance à travailler le sol plus fréquemment. Ces choix ont pour objectifs de préserver la fertilité du sol et de contrôler la présence des adventices (GOMIERO et *al.*, 2011 ; HOLE et *al.*, 2005). Ces stratégies ont déjà été identifiées pour caractériser les pratiques de l'AB (GOSME et *al.*, 2012). Les exploitants en AC se distinguent très nettement des exploitations en AB par l'utilisation d'intrants prohibés en AB. Plus précisément, ils se caractérisent par un nombre de passages et des doses élevés de fertilisants minéraux, d'herbicides, et de fongicides, et par des doses importantes de régulateurs de croissance (utilisés pour limiter les risques de verse). Nous avons également constaté que les parcelles ont tendance à être plus grandes pour ce mode d'exploitation.

En plus de ces différentes stratégies de conduite des blés entre AB et AC, nous avons également vu qu'il existe une diversité de pratiques au sein de l'agriculture conventionnelle comme de l'agriculture biologique. Pour les exploitants en AC, cette diversité est principalement due au choix d'une date de semis précoce. Ce choix est notamment fait en fonction de la stratégie de gestion des adventices (GOMIERO et *al.*, 2011) mais aussi des conditions climatiques. Pour les exploitants en AB, on peut distinguer différentes stratégies en fonction de la dose de fertilisants organiques utilisée et la date de semis. Les exploitants qui sèment de façon précoce utilisent beaucoup de fertilisants organiques. Que ce soit en AB ou en AC, les stratégies adoptées par les exploitants ne se différencient pas clairement en groupes de pratiques, mais se répartissent au contraire le long d'un gradient continu de pratiques, comme cela a déjà été montré dans une autre étude (GOSME et *al.*, 2012). Cela souligne donc

bien l'existence d'une réelle diversité de stratégies de conduite des blés adoptées par les agriculteurs.

4.2 PRATIQUES AGRICOLES AFFECTANT L'ABONDANCE DES CARABES AU NIVEAU PARCELLAIRE

Les résultats obtenus montrent un impact positif de l'AB ou des pratiques qui s'en approchent sur l'abondance des carabes, en comparaison des parcelles en AC. Ces résultats sont en accord avec les nombreuses études qui ont été menées sur le sujet (PFIFFNER *et al.*, 2001 ; HOLE *et al.*, 2005 ; GOMIERO *et al.*, 2011) où le rôle favorable de l'AB sur les carabes est bien mis en évidence. Cet effet positif de l'AB peut être lié à certaines pratiques individuelles qui ont été identifiées et qui sont favorables aux carabes. Une importante utilisation de fertilisants organiques en AB permet par exemple d'éviter un déficit en nutriments pouvant réduire la croissance des plantes. Cette modification de la structure de la végétation peut entraîner une détérioration du microclimat au niveau du sol, qui a été identifié comme un facteur prépondérant pour la survie des carabes (KROOSS et SCHAEFER, 1998). Des cycles de rotations plus longs permettent également de préserver la fertilité des sols (HOLE *et al.*, 2005). De même, une date de semis précoce des blés en AB semble favoriser la présence des carabes. Cet effet, difficile à expliquer, est peut-être simplement dû au fait que cette pratique est associée à davantage de fertilisation organique. Quant à la complexification de la structure de la végétation qui caractérise l'AB, due à des variétés semées plus diversifiées, son rôle positif pourrait s'expliquer par des microclimats locaux plus variés. Nous avons constaté qu'il existe une tendance à travailler les sols plus fréquemment en AB, les exploitants devant utiliser le désherbage mécanique pour la gestion des adventices. Cette pratique pouvant avoir des effets contraires selon les espèces de carabes considérées (HOLLAND *et al.*, 2000), il est difficile de conclure sur son effet, d'autant plus que nous avons étudié dans ce travail les abondances totales de carabes, toutes espèces confondues. D'une manière générale, il est difficile de bien différencier les effets individuels de ces différentes pratiques agricoles sur les carabes, l'objectif de ce travail ayant été de décrire, par des AFM, la diversité de stratégies de conduite (par groupe de pratiques) adoptées par les agriculteurs.

A l'inverse, nous avons montré que l'AC a un impact négatif sur les carabes. Certaines études ont montré que les fongicides ne seraient pas toxiques pour les carabes (ZHANG *et al.*,

1997 ; SOTHERTON et MOREBY, 1984) et n'auraient donc pas d'incidence directe sur ce groupe biologique. Cependant, cette pratique est notamment associée à l'utilisation d'herbicides, qui ont un effet négatif avéré sur la biodiversité, en lien avec une modification des habitats disponibles par la suppression des adventices (KROOSS et SCHAEFER, 1998 ; HOLE *et al.*, 2005). L'effet négatif des régulateurs de croissance sur les carabes est difficile à expliquer. Il n'est pas lié à une hauteur réduite du blé, car nous n'avons pas montré d'effet significatif de cette variable sur les carabes dans nos analyses. La fertilisation minérale, lorsqu'elle est en dose élevée et fréquente, a un impact négatif marqué. Ce résultat s'explique probablement par l'association entre cette pratique et l'utilisation d'herbicides en AC.

Il n'a pas été possible d'identifier de pratiques agricoles plus favorables aux carabes au sein de l'AB ou de l'AC lorsque nous avons procédé à des analyses par mode d'exploitation. Pourtant, certaines, telle que l'utilisation d'herbicides par exemple, ont été identifiées comme ayant un impact sur les carabes (HOLLAND *et al.*, 2000). L'effet du mode d'exploitation serait donc dominant dans notre étude.

4.3 LE ROLE DU PAYSAGE

Nous avons montré que la proportion d'AB dans un voisinage de 50m a un impact positif sur l'abondance des carabes, lorsque l'on considère l'ensemble des cultures en AB et AC. La proportion d'AB à 50m étant très corrélée aux proportions d'AB à toutes les échelles considérées, l'effet positif de l'AB sur les carabes serait donc effectif à l'échelle du paysage et ce jusqu'à 500m, l'échelle la plus large étudiée. Cependant, cette corrélation est également très forte avec le mode d'exploitation local. Ainsi, dans les sites de l'étude, il semble que les parcelles des exploitations de chaque mode de production soient assez regroupées, ce qui se traduit par le fait qu'une parcelle en AB est plus fréquemment adjacente d'une autre parcelle AB. Par conséquent, il est difficile de distinguer l'effet du paysage de l'effet du mode d'exploitation local et de tirer des conclusions définitives sur ce point. Il n'a pas été possible de montrer un impact significatif de l'organisation spatiale des pratiques dans le paysage sur l'abondance des carabes, quelle que soit l'échelle considérée.

Les carabes répondraient donc la fois aux pratiques mises en place au niveau local et au niveau de l'environnement proche de la parcelle. Ces résultats sont similaires à ceux de GABRIEL *et al.* (2010) qui ont montré qu'il existe un effet du mode d'exploitation à la fois à

l'échelle de l'exploitation et du paysage. Dans notre étude, l'effet de la proportion d'AB a été identifié pour le modèle qui concerne les parcelles tous modes d'exploitation confondus, mais aucun effet n'a pu être mis en évidence en considérant uniquement l'AB ou uniquement l'AC, ce qui peut être dû à la plus faible variabilité de la proportion en AB dans ce cas. Pourtant, l'effet de la proportion d'AB dans le paysage a déjà été mis en évidence et même comparé entre les deux modes d'exploitation à l'échelle de l'exploitation et du paysage (GABRIEL *et al.*, 2010). L'étude citée a montré que cette proportion serait plus importante pour les parcelles en AC que pour les parcelles en AB. Par contre, elle serait moins importante que le mode d'exploitation local, s'il y a peu d'AB dans le paysage (RUNDLOF *et al.*, 2008). Finalement, l'AB serait un facteur clé dans la gestion de la biodiversité autant à des échelles locales que larges (*ibid.*). A l'échelle du paysage, les parcelles en AB pourrait constituer des zones refuges pour les carabes qui se déplacent entre les parcelles. A l'opposé, l'effet négatif de l'AC pourrait dépasser le cadre de la parcelle à cause d'un effet de dispersion des pesticides par le vent.

4.4 LIMITES METHODOLOGIQUES ET PERSPECTIVES

Une première limite à cette étude est que les résultats sont valables pour un type de paysage particulier. Malgré la méthodologie utilisée, la quantité d'éléments (cultures, bâti, surface en eau...) qui composent l'occupation du sol, présente une certaine variabilité. Il serait intéressant de vérifier si elle explique en partie l'abondance des carabes, particulièrement pour le linéaire de haies. En effet, certaines études ont montré que le réseau de haies dans le paysage et sa structure influent sur la présence des carabes (BAUDRY *et al.*, 2010 ; BIANCHI *et al.*, 2006). Ces paysages étant de type bocage dense, il faudrait comparer les résultats avec ceux obtenus dans des paysages plus ouverts pour savoir dans quelle mesure ils sont généralisables. De plus, l'indice d'hétérogénéité calculé sous-estime l'hétérogénéité réelle qui existe entre les parcelles AB et AC, à cause de sa méthode de calcul. Les valeurs des indices sont comparables mais pas interprétables dans l'absolu. Enfin, l'échelle spatiale maximale choisie de 500m peut-être inadaptée par rapport au déplacement des carabes. Elle pourrait être trop large vu le déplacement des carabes qui est de quelques mètres par jour durant les mois de juin à août (THOMAS *et al.*, 1998).

Une autre limite de ce travail est qu'il ne considère que le groupe des carabes, présentant des caractéristiques biologiques bien particulières. C'est pour cette raison que le

protocole de cette étude a été appliqué en parallèle aux coccinelles et aux parasitoïdes, afin de voir si les résultats varient d'un groupe biologique à un autre. Nous avons analysé toutes les espèces de carabes piégées sans les distinguer pour maximiser l'abondance totale à expliquer. Il serait donc intéressant de faire une analyse plus fine, pour distinguer les effets que l'on a mis en évidence, en fonction des caractéristiques biologiques qui varient entre les espèces. Celles-ci peuvent être influencées de façon différentes, voir opposées, par les pratiques agricoles (HOLLAND *et al.*, 2000).

En raison des conditions météorologiques particulières de 2012, les pucerons n'étaient pas suffisamment abondants cette année pour représenter un danger pour les cultures. Le rôle des carabes dans la régulation des populations de pucerons reste donc bien à démontrer, ce qui serait possible en réalisant une étude de ce type dans des conditions de forte infestation.

Concernant les analyses statistiques, le nombre de parcelles (20 en AC et 20 en AB) nous a parfois contraints à utiliser de tests non paramétriques pour les analyses intra-groupes mais il serait difficile d'augmenter l'effort d'échantillonnage au vu du travail de terrain que cela nécessite. L'interprétation des facteurs qualitatifs des AFM a posé problème, sans doute à cause du fait que ces facteurs ont été transformés en variables qualitatives avec des modalités de type "tôt", "moyen", "tard".

4.5 CONCLUSION

Dans cette étude, nous avons montré que la diversité des pratiques agricoles est surtout marquée par la dichotomie entre l'AB et l'AC. L'AB a un effet positif sur l'abondance des carabes au contraire de l'AC. Cet effet est effectif à l'échelle de la parcelle mais aussi à l'échelle du paysage local en fonction de la proportion d'AB. Cependant, l'influence du paysage, à large échelle, reste à confirmer car il est difficile de distinguer cet effet du mode d'exploitation local.

Promouvoir l'AB au sein des territoires a donc un effet positif sur l'abondance des carabes au niveau local. L'extension de ce mode d'exploitation permet de bénéficier du service écosystémique potentiel fournis par ces auxiliaires. Les carabes sont des prédateurs polyphages qui sont notamment consommateurs de pucerons (HARWOOD et OBRYCKI, 2005). Ils participent donc à la lutte biologique mais leur impact sur les ravageurs reste à bien confirmer (BISCHOFF et JALOUX, 2012). La tendance récente à l'augmentation du nombre

d'exploitations en AB (ZEHDNER et *al.*, 2007) répondrait donc bien à des objectifs de durabilité en termes de protection des carabes mais aussi de la biodiversité en général (PFIFFNER et *al.*, 2001). Cependant, les groupes biologiques ne sont pas impactés de la même façon par l'AB (BENGTSSON et *al.*, 2005). Il serait intéressant de vérifier s'il existe des synergies quant à la régulation des ravageurs par les différents auxiliaires.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDREASEN C., STRYHN H., STREIBIG J.-C. ; 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 33, 619–626.
- BAUDRY J., AVIRON S., BUREL F., VASSEUR C. ; Effets des interactions entre structures paysagères et pratiques localisées sur les dynamiques de la biodiversité. Journée biodiversité. Florac, 2010.
- BENGTSSON J., AHNSTROM J., WEIBULL A.-C. ; 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261–269.
- 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., BOOIJ 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: Biological Sciences*, 273, 1715–1727.
- BISCHOFF A., JALOUX B.. Relation entre la composition floristique des bordures de parcelles de brassicacées légumières et leurs ravageurs et auxiliaires. Forum culture associées à base de légumineuse et contrôle biologique. Angers, 2012.
- BRADTER U., KUNIN W.E., ALTRINGHAM J.D., THOMT.J., BENTON T.G. ; 2013. Identifying appropriate spatial scales of predictors in species distribution models with the random forest algorithm. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 167–174.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R. ; 2004. Multimodel Inference. Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research*, 33, 261–304.

- CASSMAN K., WOOD S. ; 2005. Cultivated systems, in: *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Finding of the Conditions and Trends Working Group*. Island Press, 745–794.
- CHIVERTON P.A., SOTHERTON N.W. ; 1991. The Effects of Beneficial Arthropods of the Exclusion of Herbicides from Cereal Crop Edges. *The Journal of Applied Ecology*, 28, 1027–1032.
- CLERGUE B., AMIAUD B., PERVANÇHON F., LASSERRE-JOULIN F., PLANTUREUX S. ; 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for sustainable development*, 25, 1–15.
- DRITSCHILO W., ERWIN T. ; 1982. Responses in abundance and diversity of cornfield carabid communities to differences in farms practices responses. *Ecology* 63, 900–904.
- FAHRIG L., BAUDRY J., BROTONS L., BUREL F.G., CRIST T.O., FULLER R.J., SIRAMI C., SIRIWARDENA G.M., MARTIN J.-L. ; 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14, 101–112.
- GABRIEL D., SAIT S.M., HODGSON J.A., SCHMUTZ U., KUNIN W.E., BENTON T.G. ; 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13, 858–869.
- GOMIERO T., PIMENTEL D., PAOLETTI M.G. ; 2011. Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 95–124.
- GOSME M., de VILLEMANDY M., BAZOT M., JEUFFROY M.-H. ; 2012. Local and neighbourhood effects of organic and conventional wheat management on aphids, weeds, and foliar diseases. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 121–129.

- GOSSELKE U., TRILTSCH H., ROßBERG D., FREIER B. ; 2001. GETLAUS01—the latest version of a model for simulating aphid population dynamics in dependence on antagonists in wheat. *Ecological modeling*, 145, 143–157.
- HALBERT S., CONNELLY J., SANDVOL L. ; 1990. Suction trapping of aphids in western North America (emphasis on Idaho). *Acta Phytopathol Entomol Hungarica*, 25, 411–422.
- HARWOOD J.D., OBRYCKI J.J. ; 2005. Quantifying aphid predation rates of generalist predators in the field. *European Journal of Entomology*, 102, 335–350.
- HOLE D.G., PERKINS A.J., WILSON J.D., ALEXANDER I.H., GRICE P.V., EVANS A.D. ; 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation*, 122, 113–130.
- HOLLAND J.M., LUFF M.L. ; 2000. The Effects of Agricultural Practices on Carabidae in Temperate Agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*, 5, 109–129.
- KROMP B. ; 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 187–228.
- KROOS S., SCHAEFER M. ; 1998. The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat. *Agriculture, ecosystems & environment*, 69, 121–133.
- LETOURNEAU D.K., BOTHWELL S.G ; 2008. Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity functional. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 430–438.
- MACFADYENA S., GIBSON R., RASOC L., SINTC D., TRAUGOTTC M., MEMMOTTB J. ; 2009. Parasitoid control of aphids in organic and conventional farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133, 14–18.

- PFIFFNER L., HARING A., DABBERT S., STOLZE M., PIORR A.. Contributions of organic farming to a sustainable environment, in: Organic Food and Farming. Towards Partnership and Action in Europe. Copenhagen, 2001. Copenhagen : Dänish Ministry for Food, Agriculture and Fisheries.
- ROGER J-L., JAMBON O.. Clé de détermination des carabidés. Paysages agricoles du Nord-Ouest de la France. [en ligne]. Disponible sur <http://www6.rennes.inra.fr/sad/Page-d-accueil/Actualites/Cle-Carabidae> . Consulté le 10.09.2013
- RUNDLOF M., BENGTSSON J., SMITH H.G. ; 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45, 813–820.
- RUNDLOF M., SMITH H.G. ; 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43, 1121–1127.
- SOTHERTON N.W., MOREBY S.J. ; 1984. Contact toxicity of some foliar fungicide sprays to three species of polyphagous predators found in cereal fields. *Annals of Applied Biology*, 104, 16–17.
- STOATE C., BOATMAN N.D., BORRALHO R.J., CARVALHO C., SNOO G., DE EDEN P. ; 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of environmental management*, 63, 337–365.
- STROBL C., BOULESTEIX A-L., KNEIB T., AUGUSTIN T., ZEILEIS A. ; 2008. Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics*, 9, 1471–2105.
- SYMONDSON W.O.C., GLEN D.M., WILTSHIRE C.W., LANGDON C.J., LIDDELL J.E. ; 1996. Effects of Cultivation Techniques and Methods of Straw Disposal on Predation by *Pterostichus melanarius* (Coleoptera: Carabidae) Upon Slugs (Gastropoda: Pulmonata) in an Arable Field. *The Journal of Applied Ecology*, 33, 741–753.

THENAIL C.. Nos recherches. [en ligne]. Disponible sur <http://www6.rennes.inra.fr/sad/Nos-recherches>. Consulté le 10.09.2013

THENAIL C., DECONCHAT M., BAUDRY J.. Agricultural landscapes and biodiversity: Toward a greater integration of ecology and agronomy at landscape scale. INRA and ZALF joint seminar : Integrated concepts of land-use and sustainable development. Paris, 2012.

THIES C., ROSCHEWITZ I., TSCHARNTKE T., 2005. The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proc. R. Soc. B*, 272, 203–210.

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

UNITED NATIONS. Food security and sustainable agriculture. [en ligne]. Disponible sur <http://www.uncsd2012.org/index.php?page=view&type=400&nr=227&menu=45>. Consulté le 10.09.2013

VASSEUR C., JOANNON A., AVIRON S., BUREL F., MEYNARD J.-M., BAUDRY J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3–14.

VORLEY V.T., WRATTEN S.D. ; 1987. Migration of parasitoids (Hymenoptera: Braconidae) of cereal aphids (Hemiptera: Aphididae) between grassland, early-sown cereals and late-sown cereals in southern England. *Bulletin of Entomological Research*, 77, 555–568.

WEIBULL A.-C., OSTMAN Ö., GRANQVIST A. ; 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity & Conservation*, 12, 1335–1355.

ZHANG X. C., NORTON L. D., HICKMAN M. ; 1997. Rain pattern and soil moisture content effects on atrazine and metolachlor losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1539-1547.

ZEHDNER G., GURR G.M., KUHNE S., WADE M.R., WRATTEN S.D., WYSS E. ; 2007. Arthropod pest management in organic crops. *Annu. Rev. Entomol.*, 52, 57–80.

TABLE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

FIGURES

- Figure 1 : Les 2 composantes de l'hétérogénéité du paysage (FAHRIG ET AL, 2005) *page 2*
- Figure 2 : Répartition des sites d'études, parmi les paysages sélectionnés, en Ille et vilaine *page 10*
- Figure 3 : Disposition des points de comptage des pucerons le long de deux transects (à gauche) et disposition des pots barbers (à droite) par parcelle *page 11*
- Figure 4: un pot barber *page 11*
- Figure 5 : Représentation des parcelles en AB (en rouge) et en AC (en vert) dans l'espace factoriel des pratiques (parcelles en AB et en AC) analysées par une AFM *page 16*
- Figure 6 : Représentation du cercle des corrélations des variables quantitatives (parcelles en AB et en AC) avec les axes factoriels (à gauche) et des variables qualitatives (parcelles en AB et en AC) dans le plan factoriel de l'AFM (à droite) *page 16*
- Figure 7 : Représentation des 2 clusters de parcelles construits par CAH dans l'espace des pratiques de l'AC de l'AFM *page 17*
- Figure 8 : Représentation du cercle des corrélations des variables quantitatives (parcelles en AC) avec les axes factoriels (à gauche) et des variables qualitatives (parcelles en AC) dans le plan factoriel de l'AFM (à droite) *page 17*
- Figure 9 : Représentation des 2 clusters de parcelles construit par CAH dans l'espace des pratiques de l'AB de l'AFM *page 18*
- Figure 10 : Représentation du cercle des corrélations des variables quantitatives (parcelles en AB) avec les axes factoriels (à gauche) et des variables qualitatives (parcelles en AB) dans le plan factoriel de l'AFM (à droite) *page 18*
- Figure 11 : Importance des indices paysagers et du mode d'exploitation aux différentes échelles spatiales (parcelles en AB et en AC) *page 19*
- Figure 12 : Importance des indices paysagers selon l'échelle (parcelles en AB et en AC) *page 20*

TABLEAUX

- Tableau 1 : Pratiques agricoles étudiées avec des Analyses Factorielles Multiples (AFM) *page 13*
- Tableau 2 : Classification des variables qualitatives *page 14*
- Tableau 3 : Résultats des trois analyses de régressions testant l'effet des pratiques agricoles locales (ABAC, AB, AC) et des variables du milieu (végétation, abondance des pucerons) sur l'abondance des carabes *page 19*
- Tableau 4 : Impact des indices paysagers sur l'abondance des carabes (modèle ABAC) *page 20*
- Tableau 5 : Impact des indices paysagers sur l'abondance des carabes (modèle AB et AC) *page 20*

ANNEXES

ANNEXE 1 - REFLEXION PERSONNELLE SUR LES METIERS DE LA RECHERCHE	-I-
ANNEXE 2 - FONCTIONNEMENT DU LOGICIEL <i>CHLOE</i> POUR L'ANALYSE CARTOGRAPHIQUE	-II-
ANNEXE 3 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AB ET EN AC)	-III-
ANNEXE 4 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AC)	-IV-
ANNEXE 5 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AB)	-V-
ANNEXE 6 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE ABAC)	-VI-
ANNEXE 7 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE AB)	-VII-
ANNEXE 8 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE AC)	-VIII-

ANNEXE 1 - REFLEXION PERSONNELLE SUR LES METIERS DE LA RECHERCHE

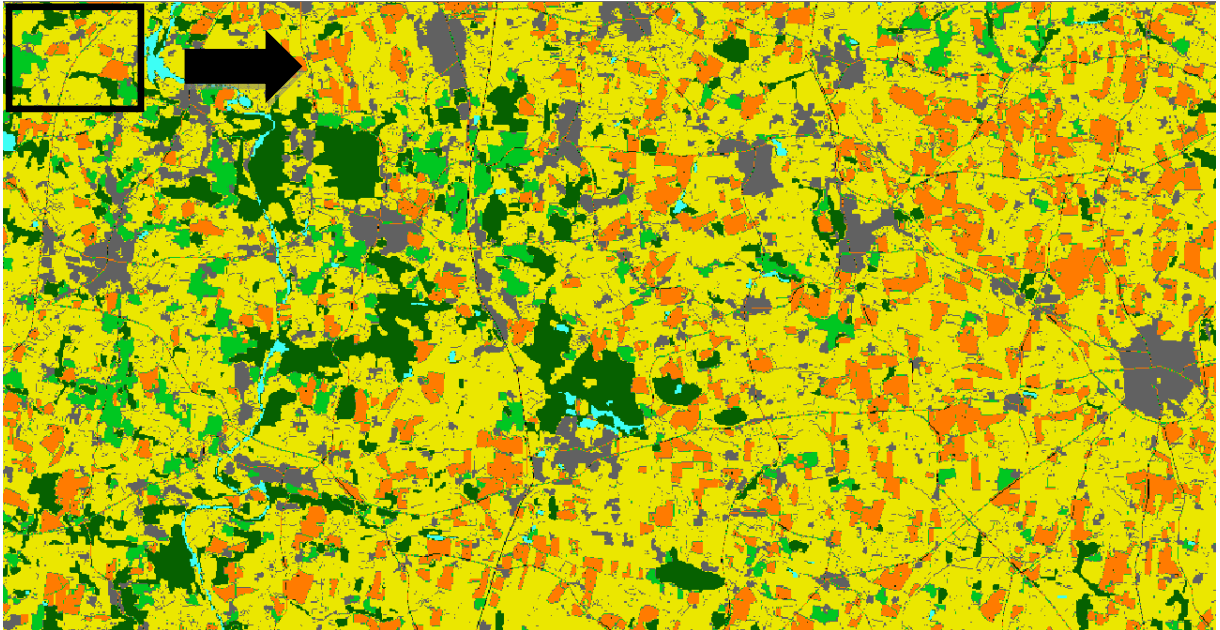
La recherche implique de travailler en collaboration à différents niveaux. Tout d'abord, la plupart des projets de recherche sont issus de programmes nationaux voir européens. Par exemple, l'étude présentée dans ce rapport s'intègre dans le projet "Landscaphid" qui vise à évaluer l'influence du paysage sur les pucerons ravageurs des grandes cultures et à en évaluer le potentiel de contrôle biologique. C'est un projet financé par l'Agence National de la Recherche (ANR) qui implique plusieurs équipes qui appartiennent aux différents instituts de recherche français tel que l'INRA ou encore l'IRD et le CIRAD. Il est mis en place dans trois zones ateliers qui sont caractérisé par la présence de bocage, de grandes plaines céréalières ou encore par des exploitations de polyculture-élevage. Ces collaborations permettent donc d'effectuer des études dans des contextes géographiques différents à l'échelle nationale. Elles permettent aussi de mettre en lien des équipes de recherche aux compétences complémentaires et spécifiques. Ces partenariats sont aussi entretenus au sein de réseaux. Ils permettent de créer des synergies sur des thématiques données. Par exemple, le réseau "Payotte" dans lequel est impliquée l'unité SAD Paysage vise à promouvoir les échanges sur la modélisation des paysage agricoles. Enfin, les regroupements entre équipe de recherche autour de projets et la création de réseaux induisent une certaine crédibilité pour la recherche de financements.

Les membres d'une équipe, ou d'un même projet de recherche se doivent de partager des compétences complémentaires. C'est un travail qui nécessite de s'appuyer sur des savoir-faire variés et qui peuvent être très spécifiques. Par exemple, l'informatique et les statistiques peuvent jouer un rôle clé. Une pluridisciplinarité est donc souvent nécessaire.

L'importance de la communication est primordiale dans les métiers de la recherche. L'enjeu de la publication fait partie intégrante du métier. Les colloques sont l'occasion à la fois de tisser des partenariats et de permettre à ces participants de faire un bilan sur une thématique ou une discipline donné. L'objectif de la communication est d'être visible et reconnue d'une part, mais aussi de transférer les connaissances apportées, aux acteurs du milieu agricole par exemple.

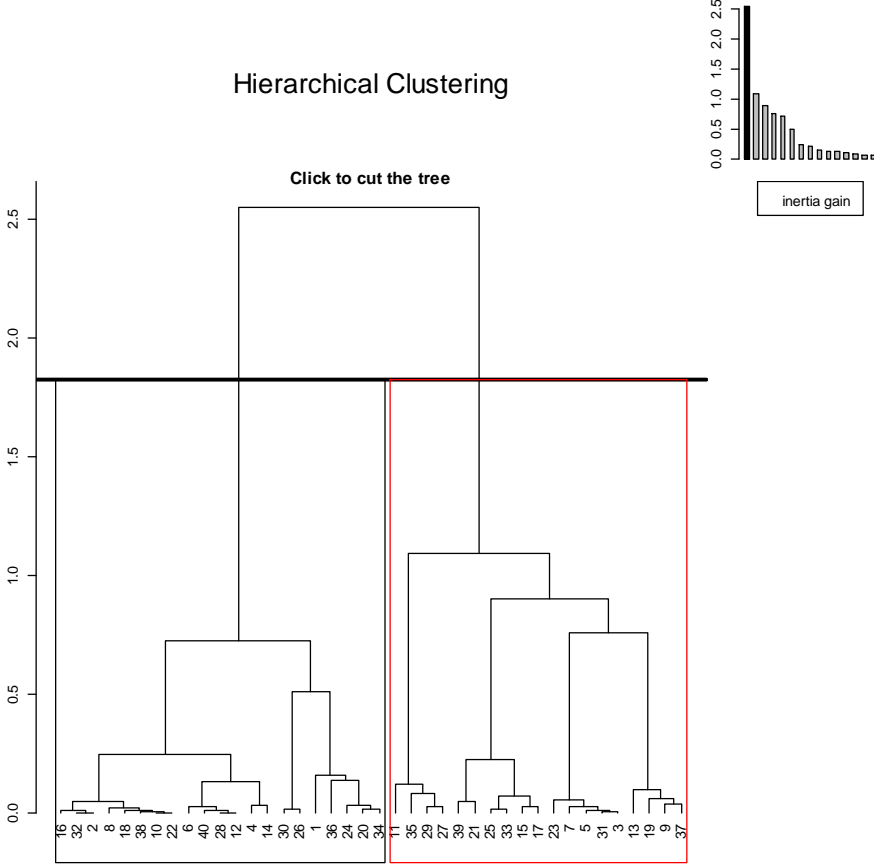
Travailler dans la recherche implique aussi de se former régulièrement. Les jeunes chercheurs, notamment, ont ainsi accès à des formations très ciblées pour profiter de certaines avancées scientifiques notamment en ce qui concerne la méthodologie.

ANNEXE 2 - FONCTIONNEMENT DU LOGICIEL *CHLOE* POUR L'ANALYSE CARTOGRAPHIQUE

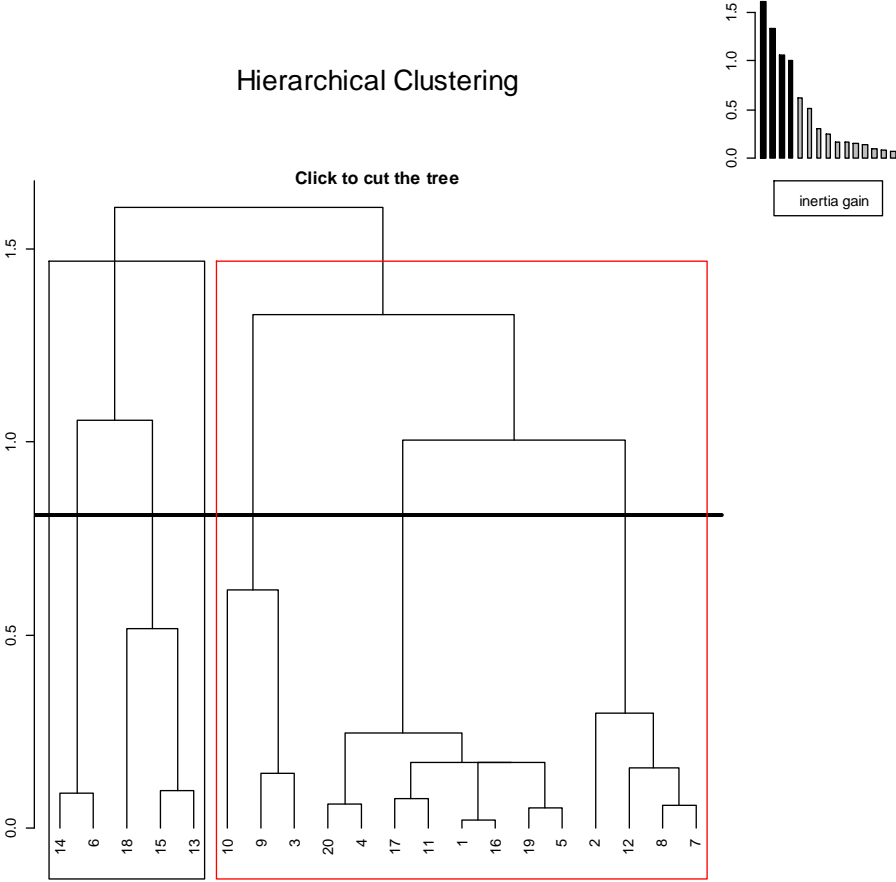


Le logiciel *Chloé v.2012* permet de caractériser l'occupation du sol dans une fenêtre glissante de 1km², l'occupation du sol est calculée tous les 250m. Ainsi, ce sont 38481 paysages qui ont été analysés à partir de la cartographie. Les paysages ne pouvant être exactement similaires, des tolérances sur la quantité d'éléments qui les composent ont été définies.

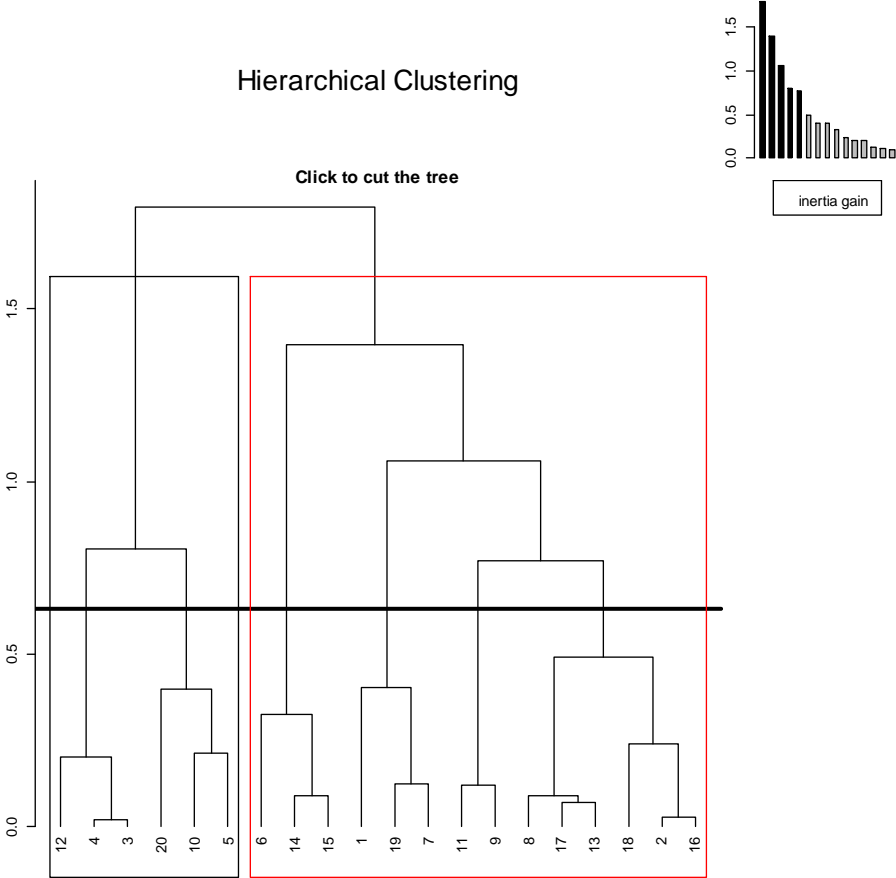
**ANNEXE 3 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES
DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AB ET
EN AC)**



**ANNEXE 4 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES
DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AC)**



**ANNEXE 5 - CLASSIFICATION ASCENDANTE HIERARCHIQUE DES PARCELLES
DANS L'ESPACE DES PRATIQUES (AXES 1 ET 2) DE L'AFM (PARCELLES EN AB)**



ANNEXE 6 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE ABAC)

P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre.

Correlation	P50	P100	P150	P350	S300	S350	S500
P50	1.00	0.97	0.90	0.64	0.41	0.38	0.34
P100	0.97	1.00	0.98	0.78	0.48	0.47	0.46
P150	0.90	0.98	1.00	0.86	0.52	0.53	0.54
P350	0.70	0.78	0.86	1.00	0.51	0.56	0.64
S300	0.41	0.48	0.52	0.51	1.00	0.98	0.86
S350	0.38	0.47	0.53	0.56	0.98	1.00	0.91
S500	0.34	0.46	0.54	0.64	0.86	0.91	1.00
p-value	P50	P100	P150	P350	S300	S350	S500
P50		0.0000	0.0000	0.0000	0.0094	0.0168	0.0334
P100	0.0000		0.0000	0.0000	0.0019	0.0022	0.0028
P150	0.0000	0.0000		0.0000	0.0006	0.0004	0.0004
P350	0.0000	0.0000	0.0000		0.0007	0.0002	0.0000
S300	0.0094	0.0019	0.0006	0.0007		0.0000	0.0000
S350	0.0168	0.0022	0.0004	0.0002	0.0000		0.0000
S500	0.0334	0.0028	0.0004	0.0000	0.0000	0.0000	

ANNEXE 7 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE AB)

P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre.

Correlation	P300	P350	P500	S150	S200	S250	S300	S350	S500
P300	1.00	0.99	0.87	-0.09	0.07	0.19	0.38	0.44	0.55
P350	0.99	1.00	0.92	-0.08	0.08	0.18	0.36	0.42	0.57
P500	0.87	0.92	1.00	-0.10	0.06	0.14	0.28	0.35	0.59
S150	-0.09	-0.08	-0.10	1.00	0.97	0.87	0.72	0.65	0.45
S200	0.07	0.08	0.06	0.97	1.00	0.94	0.83	0.77	0.60
S250	0.19	0.18	0.14	0.87	0.94	1.00	0.94	0.89	0.73
S300	0.38	0.36	0.28	0.72	0.83	0.94	1.00	0.99	0.86
S350	0.44	0.42	0.35	0.65	0.77	0.89	0.99	1.00	0.91
S500	0.55	0.57	0.59	0.45	0.60	0.73	0.86	0.91	1.00
p-value	P300	P350	P500	S150	S200	S250	S300	S350	S500
P300		0.0000	0.0000	0.7130	0.7534	0.4216	0.0963	0.0523	0.0115
P350	0.0000		0.0000	0.7301	0.7456	0.4503	0.1221	0.0645	0.0089
P500	0.0000	0.0000		0.6877	0.8084	0.5460	0.2340	0.1323	0.0060
S150	0.7130	0.7301	0.6877		0.0000	0.0000	0.0004	0.0021	0.0464
S200	0.7534	0.7456	0.8084	0.0000		0.0000	0.0000	0.0000	0.0050
S250	0.4216	0.4503	0.5460	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0.0002
S300	0.0963	0.1221	0.2340	0.0004	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
S350	0.0523	0.0645	0.1323	0.0021	0.0000	0.0000	0.0000		0.0000
S500	0.0115	0.0089	0.0060	0.0464	0.0050	0.0002	0.0000	0.0000	

ANNEXE 8 - CORRELATION ENTRE LES INDICES PAYSAGERS CALCULES A DIFFERENTES ECHELLES (MODELE AC)

P : proportion d'AB dans le paysage; S : indice d'hétérogénéité structurelle de Baudry-Burel, les indices sont suivis de la taille du buffer considéré en mètre.

Correlation	P100	P150	P200	P300	P350	P400	P450	S350	S400	S450	S500
P100	1.00	0.98	0.94	0.87	0.84	0.82	0.75	0.72	0.71	0.74	0.77
P150	0.98	1.00	0.99	0.92	0.89	0.87	0.77	0.74	0.74	0.78	0.80
P200	0.94	0.99	1.00	0.96	0.93	0.91	0.77	0.71	0.72	0.77	0.79
P300	0.87	0.92	0.96	1.00	0.99	0.98	0.76	0.63	0.64	0.69	0.72
P350	0.84	0.89	0.93	0.99	1.00	1.00	0.77	0.61	0.62	0.67	0.71
P400	0.82	0.87	0.91	0.98	1.00	1.00	0.79	0.59	0.61	0.65	0.70
P450	0.75	0.77	0.77	0.76	0.77	0.79	1.00	0.65	0.67	0.70	0.70
S350	0.72	0.74	0.71	0.63	0.61	0.59	0.65	1.00	0.99	0.98	0.92
S400	0.71	0.74	0.72	0.64	0.62	0.61	0.67	0.99	1.00	0.99	0.94
S450	0.74	0.78	0.77	0.69	0.67	0.65	0.70	0.98	0.99	1.00	0.97
S500	0.77	0.80	0.79	0.72	0.71	0.70	0.70	0.92	0.94	0.97	1.00
p-value	P100	P150	P200	P300	P350	P400	P450	S350	S400	S450	S500
P100		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0004	0.0004	0.0002	0.0000
P150	0.0000		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0002	0.0000	0.0000
P200	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0004	0.0003	0.0000	0.0000
P300	0.0000	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0.0001	0.0028	0.0023	0.0008	0.0003
P350	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0.0045	0.0034	0.0013	0.0004
P400	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		0.0000	0.0064	0.0046	0.0018	0.0006
P450	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000		0.0020	0.0012	0.0006	0.0007
S350	0.0004	0.0002	0.0004	0.0028	0.0045	0.0064	0.0020		0.0000	0.0000	0.0000
S400	0.0004	0.0002	0.0003	0.0023	0.0034	0.0046	0.0012	0.0000		0.0000	0.0000
S450	0.0002	0.0000	0.0000	0.0008	0.0013	0.0018	0.0006	0.0000	0.0000		0.0000
S500	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0004	0.0006	0.0007	0.0000	0.0000	0.0000	

