



**AGRICONNECT**

**Programme Action publique, Agriculture et  
Biodiversité  
APR 2011  
« Continuités écologiques  
dans les paysages agricoles »**

Rapport final- Décembre\_2014

- OSUR Rennes : CNRS, INRA, Université de Rennes 1, Université de Rennes 2
- Coordinatrice : Françoise Burel

N° de contrat : 11-MBGD-DIVA-1-CVS-04  
Date du contrat : 11/2011

- Date 03/04/2015.

## **Continuités écologiques dans les paysages agricoles**

SYNTHESE

Programme Action publique, Agriculture et Biodiversité

Responsable scientifique : Françoise Burel

Partenaires scientifiques bénéficiaires :

OSUR : (Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes) :

- UMR Ecobio CNRS - Université de Rennes 1
- UMR LETG Rennes – Cnrs –Université de Rennes 2
- UMR IODE : CNRS – université de Rennes 1
- UPR SAD Paysage : INRA

Marie Jo Mennozzi, socio-ethnologue

## Action pilotée par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

### Table des matières

#### Sommaire

SYNTHESE .....	5
1. Contexte général.....	5
2. Objectifs généraux du projet .....	5
3. Quelques éléments de méthodologie.....	5
4. Les résultats du projet et les implications pratiques.....	6
4.1- Innovations dans la caractérisation des continuités écologiques boisées .....	6
4.2- Agriculture et sous trame cultivée .....	7
4.3- Les apports de l'analyse juridique à la mise en œuvre de la Trame en milieu agricole. Apports à destination des gestionnaires. ....	10
5. Implications pratiques .....	11
5.1 Apports du projet Agriconnect pour le SRCE de Bretagne .....	11
5.2 Recommandations et limites éventuelles .....	11
5.3 Partenariats mis en place, projetés, envisagés.....	12
6. Liste des opérations de valorisation issues du contrat.....	13
6.1- Publications scientifiques.....	13
6.2 Présentations aux colloques .....	15
6.3 Thèses.....	17
6.4 Mémoires d'étudiants .....	17
6.5 Enseignement – formation .....	18
Résumé court.....	19
Résumé long.....	20
Abstract .....	23
Rapport scientifique .....	26
7. Introduction .....	26
7.1 Contexte général.....	26
7.2 Objectifs généraux du projet .....	26
7.3 Déroulement du projet, mise en œuvre de l'interdisciplinarité .....	27
8. Chapitre 1: Rôle de la fonctionnalité des trames sur la biodiversité.....	27

8.1 Introduction .....	27
8.2 - Evaluation du fonctionnement des continuités boisées.....	28
8.2.1 Apport de la télédétection pour définir la connectivité des réseaux de haies.....	28
8.2.2 Prise en compte de la matrice agricole pour les mesures de connectivité des boisements .....	32
8.2.3 - Evaluation des continuités entre les cultures et la biodiversité des carabes. ....	38
8.4 – Réglementation sur les éléments du paysage .....	42
9. Chapitre 2 : les continuités écologiques et l’agriculture .....	45
9.1 Diversité des systèmes de production agricole et diversité des communautés carabiques.....	45
9.2 Les outils juridiques et les corridors écologiques en milieu agricole .....	55
9.3- Appropriation du concept de continuité écologique par les agriculteurs.....	59
10. Conclusions Perspectives .....	65
10.1 Recommandations et limites .....	65
10.2 Perspectives .....	66
11. Références citées dans le texte .....	73
12. Quelques éléments de glossaire .....	75

## SYNTHESE

### 1. Contexte général

Ce projet de recherche s'appuie sur les résultats acquis par le projet diva-corridor (programme DIVA2) et sur l'expérience d'interdisciplinarité de l'équipe qui rassemble agronomes, géographes, écologues, juristes et partenaires acteurs de la mise en place de la trame verte et bleue en région Bretagne. Dans diva-corridor nous avons particulièrement étudié l'impact des changements d'échelle pour l'identification, le fonctionnement et la mise en place des continuités écologiques, et avons mis l'accent sur l'échelle régionale et celle du paysage. Il s'avère que la mise en place des trames vertes se fera à des échelles plus fines locales ou paysagères et c'est à ces deux échelles que se situe notre projet.

### 2. Objectifs généraux du projet

Notre objectif a été d'identifier de manière cartographique et de manière fonctionnelle les continuités écologiques dans les paysages bocagers. Pour cela nous nous sommes basés sur trois types de trames : i) une trame boisée (haies et bois en continuité) ii) une trame qui prend en compte les cultures assurant la continuité entre les éléments boisés, iii) une trame de culture qui génère des continuités pour les espèces de cultures en particulier. Nous avons cherché à comprendre comment l'agriculture via les systèmes de production des exploitations met en place des paysages plus ou moins favorables à ces continuités, et comment le droit et l'ethno-sociologie peuvent accompagner le maintien ou la restauration de ces continuités dans les paysages agricoles. Un dernier objectif a été d'évaluer la perception de ces continuités écologiques et de la mise en place de la trame verte et bleue par les agriculteurs.

Dans ce projet, nous avons travaillé étroitement avec la DREAL et la Région Bretagne dans le cadre de l'élaboration et de la mise en œuvre du SRCE, ainsi qu'avec le PNR du Golfe du Morbihan dans le cadre d'un projet animation du PNR avec les agriculteurs.

### 3. Quelques éléments de méthodologie

Six disciplines sont intervenues sur ce projet diva, elles ont mis en place des méthodes éprouvées, par exemple pour les relevés de biodiversité des oiseaux, des plantes, des carabes, pour l'analyse critique des textes juridiques, récentes, comme par exemple l'utilisation de la théorie des graphes pour quantifier la connectivité ou des méthodes innovantes. Cela a été particulièrement le cas dans les travaux suivants :

- Utilisation du radar TerraSAR-X pour caractériser la structure spatio-temporelle de la végétation des haies et des cultures
- Modélisation spatiale des systèmes de production agricole
- Modélisation des continuités à différentes échelles
- Etude des flux de graines dans les paysages
- Mise en place d'un groupe hybride entre chercheurs et agriculteurs

L'interdisciplinarité a été mise en place au cours de séminaires réguliers tout au long du projet pour assurer les liens entre les différentes approches et mieux cerner les concepts communs de continuité écologique, fonctionnement écologique/cartographie, place de l'agriculture dans les continuités.

Ces différentes méthodologies seront reprises succinctement dans la partie suivante sur les résultats du projet et leurs implications pratiques.

#### 4. Les résultats du projet et les implications pratiques

Les travaux présentés ci-après s'appuient sur la définition générale des continuités dans le code de l'environnement, en particulier l'article R371-19 qui indique que "Les corridors écologiques peuvent être linéaires, discontinus ou paysagers.". Nous avons développé des approches en termes de "paysage" qui nous permettent de déboucher sur la valorisation de nos travaux en termes de cartographie de continuités écologiques et d'écopaysages.

##### 4.1- Innovations dans la caractérisation des continuités écologiques boisées

###### 4.1.1- l'évaluation de la qualité des haies et de la perméabilité des paysage par des images radar.

Il a été montré que les haies ne sont de bons corridors potentiels pour les espèces à affinité forestière que si la végétation arbustive et arborescente est suffisamment dense pour offrir des conditions d'ombre et d'humidité favorables. Nous avons testé la pertinence des images radar, plus précisément des images TerraSAR-X ayant une résolution de 2.5 m, pour quantifier la qualité de la végétation des haies. En comparant les métriques dérivées des images radar et une métrique de complexité de la structure des strates arbustives et arborescentes issues de photographies hémisphériques prises du sol, nous avons montré que les images radar sont une excellente source de données pour l'évaluation de la qualité des haies. Cette représentation des haies est tout à fait pertinente pour expliquer la présence des carabes forestiers.

Le fait que la qualité de l'habitat dépende à la fois de l'élément du paysage dont on étudie les espèces et de la structure globale du paysage est un concept de base de l'écologie du paysage. Nous avons testé, d'une part, ce que les informations issues des images radar apportent et, d'autre part, ce que la prise en compte de la structure du réseau de haies apporte à l'évaluation de la connectivité au sein de ces réseaux de haies.

A partir des images optiques (orthophoto, SPOT-5 etc.), nous avons intégré une composante de la structure du réseau de haie, le grain. Ceci nous a permis de passer d'un taux d'explication de la variabilité de l'abondance des carabiques forestiers de 40 % à 60 %. Avec les images radar, nous avons intégré la qualité des haies au niveau local et au niveau du paysage (% de haies de bonne qualité dans un rayon de 350 m). Ceci nous a permis d'expliquer 80% de la variabilité des carabes forestiers, soit un gain important.

Du point de vue opérationnel, pour la gestion des continuités dans les réseaux bocagers, ces résultats renforcent la nécessité d'une gestion au niveau de la haie et au niveau du paysage. Ils montrent aussi qu'il est possible d'envisager une approche plus quantitative pour qualifier les réseaux de haies.

Il est important de noter que ce résultat concerne un réseau bocager particulier, à la fois en termes de réseaux et de structures de haies.

Ces résultats viennent en complément de ceux obtenus dans le cadre du projet DIVA-Corridor du programme DIVA2. Ils permettent de faire une première synthèse de l'apport de la diversité des images de télédétection pour expliquer les hétérogénéités de la répartition des espèces. Il est à retenir que des images à basse résolution contiennent une information significative même si elle est faible, elles permettent de couvrir de grandes surfaces et sont donc valides sur de grandes étendues. Les images à haute résolution et les images radar ne sont utilisées que pour des étendues plus restreintes.

###### 4.1.3 Conséquence de la connectivité entre bosquets sur la diversité de l'avifaune

Nous avons analysé l'effet potentiel de la connectivité sur les communautés d'oiseaux de petits boisements d'une matrice agricole bocagère. Nous avons d'abord observé que la richesse, l'abondance et la similarité des communautés étaient positivement reliées à la taille des boisements. Cet aspect n'est donc pas à négliger dans l'aménagement des paysages. A cette échelle paysagère nous n'avons pas détecté d'effet significatif de la connectivité sur la richesse et l'abondance des communautés. Ce

résultat peut probablement s'expliquer par la faible variation de la richesse entre les bois au sein de notre zone d'étude.

La prise en compte de la perméabilité de la matrice montre un effet négatif de la connectivité du paysage sur la similarité des communautés. Ainsi, les bois situés dans une matrice connectée, donc a priori plus perméables pour les espèces forestières, hébergent en plus grand nombre des espèces très spécialistes. Ces espèces peu communes tendent ainsi à singulariser le peuplement de ces boisements bien connectés et à les différencier selon leur niveau d'abondance.

D'un point de vue méthodologique, ce travail nous a montré que la prise en compte de la distance fonctionnelle entre les bois (qui tient compte de la rugosité des habitats et des capacités moyennes de dispersion des espèces) apportait une meilleure prédiction de la structure des communautés que la simple distance à vol d'oiseau entre les boisements. Ce résultat montre donc que la structure de la matrice agricole peut influencer les mouvements des oiseaux et modifier la structure des communautés. Cette prise en compte de la matrice agricole pourrait devenir cruciale dans les paysages où la fragmentation des habitats boisés est importante.

#### 4.1.4 Conséquence de la connectivité du réseau d'éléments boisés sur la dispersion des graines.

Cet effet de la distance fonctionnelle entre les bois, plus prédictive que la distance euclidienne, a également été trouvé pour les espèces végétales des bosquets.

Ce travail a montré que seules les espèces endozoochores (dispersées par les animaux après avoir été ingérées) répondaient à la connectivité entre les petits boisements en augmentant leurs taux de recouvrement au sein de la communauté. Il a aussi été possible de caractériser les distances de dispersion pour lesquelles la connectivité impactait le recouvrement des espèces endozoochores. Ainsi la connectivité est importante à prendre en compte pour les disperseurs ayant des capacités de dispersion supérieure à 600m.

Par ailleurs l'étude en cours cherchant à mesurer l'effet « réel » des corridors boisés sur la dispersion des plantes montre que la connectivité ne semble pas impacter le nombre de graines piégées et par conséquent les flux de graines. Ces résultats peuvent s'expliquer par la difficulté de quantifier parmi les graines dispersées, celles qui sont apportées par la pluie de graines locale. La poursuite de l'étude via la mise à germination des graines récoltées permettra d'obtenir ces informations.

## 4.2- Agriculture et sous trame cultivée

### 4.2.1- Innovations dans la caractérisation des continuités écologiques de la trame cultivée

La question était de savoir si la mosaïque des cultures fait continuité au sens où ces continuités facilitent les déplacements des espèces. Nous avons choisi le groupe des coléoptères carabiques comme modèle d'étude, car cela nous permettait de considérer aussi bien des espèces indicatrices des habitats semi-naturels, que des espèces de culture potentiellement impliquées dans le service de contrôle des bioagresseurs (limaces, pucerons, adventices...). Cette question a été abordée de différentes façons:

\* En analysant le rôle des continuités ou interfaces entre différentes cultures pour les niveaux de diversité des carabes et les flux d'individus entre cultures,

\* En analysant les différences dans les dynamiques intra-annuelles des peuplements de carabes au sein d'une même culture (maïs) selon l'environnement de cette culture, avec plus ou moins de haies et d'interfaces directes entre cultures.

Notre objectif était d'évaluer la contribution potentielle de différentes cultures à générer une sous trame pour la biodiversité. Notre hypothèse étaient que 1) les cultures d'hiver et de printemps contribuent à cette sous-trame lorsqu'elles sont proches ou directement adjacentes, en favorisant les mouvements des insectes entre elles pendant leur période d'activité et 2) les haies peuvent être des barrières.

Ces hypothèses ont été vérifiées, les adjacences / interfaces entre cultures d'hiver et cultures de printemps dans le paysage environnant (rayon de 500m) favorisent l'abondance des espèces de culture. Cette mosaïque de cultures contribuerait donc à générer des continuités pour les espèces de culture au sein des paysages agricoles. Au contraire, une forte connectivité des éléments semi-naturels boisés dans un rayon de 500m a un effet contraire en réduisant sans doute la colonisation des cultures par les espèces. Ces continuités boisées favorisent toutefois les autres types d'espèces, à caractère forestier. Notre étude montre donc que la gestion de différentes formes de biodiversité - espèces de culture potentiellement impliquées dans le service de contrôle des bioagresseurs vs. espèces indicatrices d'habitats semi-naturels boisés peut nécessiter la mise en œuvre de différents types de sous-trames. Des effets antagonistes entre sous-trame boisée et sous-trame cultivée peuvent cependant survenir, en particulier si l'on souhaite promouvoir les espèces de culture. Cependant, la caractérisation des haies par les images radar montre que des haies peuvent être à la fois des habitats pour les espèces forestières et être perméables aux espèces de culture, si elles ont une végétation un peu transparente. Evidemment, ces résultats sont à tester dans une diversité de situations, ce que nous n'avons pu faire.

### 4.2.2- Contribution des systèmes de production agricoles aux sous trames cultivées

Nous avons montré que les types de systèmes de production présents dans un paysage jouent fortement sur la capacité à produire des continuités écologiques entre cultures. Ainsi suivant la combinaison des systèmes de production présents dans un paysage il est possible de caractériser en moyenne le type de continuités entre couverts cultivés produits. Par exemple des systèmes de spécialisés en production porcine vont créer dans un paysage plus de continuités entre céréales d'hiver et maïs que des systèmes de production laitiers incluant une part d'herbe pour l'alimentation des vaches. Mais nous avons pu également mettre en évidence que la variabilité pour une même combinaison de systèmes de production est importante : toutes les combinaisons testées créent des configurations de paysage pouvant générer des assolements soit favorables soit défavorables pour les communautés de carabes étudiées. Il est aussi important de noter que, pour une même combinaison de systèmes de production, il peut exister des différences fortes en d'autres points du paysage simulé. Toutes les exploitations n'ont pas le même rôle dans la constitution de ces continuités. En effet, suivant la répartition du parcellaire et du siège d'une exploitation par rapport au paysage étudié, son impact sur les continuités écologiques entre cultures sera différent. Le premier effet est celui de la surface, les exploitations occupant un espace important dans le paysage auront un effet globalement plus important. Deux autres facteurs sont à considérer, d'une part la répartition des prairies, d'autre part les parcelles connexes aux parcelles de l'exploitation considérée.

L'échelle d'action semble donc être à la fois celle de l'exploitation qui peut modifier la proportion des différents couverts mais aussi celle d'un collectif d'exploitations qui permet d'agencer ces couverts pour créer les interfaces. Les observations doivent être menées sur plusieurs années, pour prendre en compte les dynamiques des mosaïques cultivées et des éléments semi-naturels.

### 4.2.3- Interactions avec les acteurs (gestionnaires et agriculteurs)

- *Production d'outils pour visualiser et échanger autour de scénarios*

Dans le cadre du projet Agriconnect nous avons développé un modèle permettant de simuler l'allocation pluriannuelle des couverts cultivés aux parcelles d'un paysage. Cette allocation est réalisée en fonction d'un ensemble de contraintes représentant les règles de décision des agriculteurs exploitant les parcelles du paysage. L'utilisation de ce modèle facilite la formalisation des règles de décision des agriculteurs en couplant enquêtes et discussions sur la base des cartes simulées. Cette compréhension des règles de décision permet ainsi de pouvoir évaluer les contributions potentielles des exploitations à la formation de continuités écologiques au sein des parcelles cultivées en identifiant les parcelles potentiellement cultivables dans le paysage étudié et permettant d'estimer leur probabilité d'apparition annuelle.

D'autre part, les paysages simulés peuvent être analysés avec les outils proposés par une plateforme que nous développons (APILand) et en couplant des modèles d'estimation des abondances de communautés d'insectes. Il est donc envisageable de mobiliser ces outils pour sensibiliser un collectif

d'agriculteurs à l'impact qu'ont leurs décisions individuelles sur la structuration des paysages et des continuités écologiques des paysages agricoles. Ces outils pourraient également être utiles pour illustrer les synergies ou antagonismes possibles entre différents objectifs de gestion en termes de formes de biodiversité que l'on souhaite conserver.

### *Comment mobiliser les acteurs*

La mise en place concrète des trames vertes ne peut s'effectuer qu'au niveau local, plus particulièrement au sein des exploitations en ce qui concerne la dimension agricole. Cette déclinaison concrète pose différentes questions, et nécessite un travail en partenariat avec différentes catégories d'acteurs sociaux. Agriculteurs, gestionnaires, collectivités, chercheurs sont amenés à collaborer pour cette mise en place. Nous avons exploré à travers la mise en place d'un atelier de travail comment ces collaborations pouvaient se concrétiser. Cet atelier a réuni chercheurs, agriculteurs, élus des communes, le PNR (ex SIAGM), associations, habitants. Si les modalités de production et de partage des connaissances étaient à l'origine de la démarche, elle a surtout porté sur les modalités de partage des représentations et de travail commun. Par-delà l'organisation institutionnelle existante les ateliers ont dévoilé des pistes de réflexion intéressantes. L'approche a permis des échanges pertinents entre les uns et les autres, sur les dimensions écologiques, juridiques, sociales des trames vertes, mais elle mériterait d'être perpétuée et approfondie, notamment en affinant les connaissances empiriques des agriculteurs concernant la biodiversité.

Afin de pouvoir « raisonner » les trames vertes au niveau local, trois dimensions indispensables à prendre en compte sont apparues, les modalités différenciées de compréhension des objets « trame verte » et « corridor écologique », le passage d'une approche théorique à une approche pragmatique, les modalités d'organisation, notamment institutionnelles des acteurs sociaux.

Un premier aspect à prendre en compte porte sur les différents niveaux de compréhension des notions de corridor écologique et de trame verte et bleue par les différentes catégories d'acteurs sociaux en présence. Si la notion de corridor écologique ou de trame verte semble ressortir d'une évidence pour les chercheurs et les gestionnaires (quoi qu'on ne trouve pas réellement de définition stabilisée au sein du groupe Agriconnect), il n'en va pas forcément de même pour les agriculteurs, ni pour les acteurs locaux d'une manière générale. Les agriculteurs rattachent ces questions à des dimensions sociales, comme leur image aux yeux des autres acteurs locaux, ou leur méfiance envers les institutions décisionnaires, économiques, en lien avec la rentabilité des entreprises. Pour les agriculteurs, la biodiversité est faite de liens sociaux.

Les discussions qui ont eu lieu lors des ateliers montrent la difficulté de passer de l'échelle institutionnelle du SRCE à celle de la mise en œuvre ; celle des acteurs locaux. La cartographie a été pressentie au départ comme « objet-frontière », c'est-à-dire un objet autour duquel des acteurs sociaux venant pourtant de mondes différents peuvent échanger, favorisant la cohérence entre ces mondes, pour mettre en lien les acteurs différents impliqués dans l'atelier. Au final, le choix s'est arrêté sur une approche par les espèces, et plus précisément les espèces d'insectes présentes dans les parcelles des agriculteurs. En effet, cela répondait à la fois aux interrogations des chercheurs (qui travaillent sur les carabes), aux questionnements du PNR (qui cherche les modalités pour intéresser les acteurs locaux aux trames vertes et ne possède pas encore d'inventaire de ce type), et aux intérêts de certains agriculteurs (les carabes sont des auxiliaires des cultures). Le travail réalisé permet de questionner la pertinence d'une entrée « espèce » pour décliner de manière opérationnelle les trames vertes au niveau local.

Un troisième constat important a émergé de ces ateliers, il porte sur la nécessité de dépasser certaines modalités d'organisation institutionnelles pour mettre en place les trames vertes au niveau local. Les agriculteurs préconisent une approche non sectorielle, limitée à l'agriculture, mais impliquant tous les acteurs sociaux concernés. La mise en place d'une MAE relative au maintien des infrastructures écologiques a été discutée, mais cette projection n'a pu aboutir du fait de la suppression de la mesure en lien avec la nouvelle PAC. Enfin, il n'est pas évident de mobiliser des chercheurs sur des projets faisant plus appel à de l'expertise qu'à de la recherche fondamentale, du fait des priorités instituées au sein du monde de la recherche.

Au final, la mise en place des trames vertes au niveau local nécessite l'implication des acteurs concernés, à travers des modalités d'échanges et de rencontres qui restent peut-être encore à inventer

ou à innover.

4.3- Les apports de l'analyse juridique à la mise en œuvre de la Trame en milieu agricole.  
Apports à destination des gestionnaires.

Plusieurs points paraissent être mis en évidence quant à la mise en œuvre juridique des TVB en milieu agricole et de leur articulation avec les recherches menées dans le cadre du projet Agriconnect. Le premier point tient à l'outil classiquement identifié pour assurer la mise en œuvre dans le droit de la TVB : le PLU (Plan Local d'Urbanisme). En préambule, il convient de souligner l'articulation entre le SCOT (Schéma de Cohérence Territoriale) et le PLU, lequel ne serait pas nécessairement l'outil à considérer de prime à bord. A cet effet, il n'est pas inutile de rappeler que les espaces agricoles ne sont par ailleurs pas nécessairement dotés en outils d'urbanisme pertinents à cet effet. Par ailleurs, les espoirs d'identification des trames contenus dans cet outil d'urbanisme ne s'accordent pas avec les efforts de recherche réalisés ou du moins tels qu'ils sont spatialisés dans le SRCE. En effet, garantir la continuité des flux écologiques identifiés au 1/100.000<sup>e</sup> par le SRCE dans un PLU utilisant une échelle comprise entre 1/2500<sup>e</sup> et 1/5000<sup>e</sup> ne va pas de soi. Toutefois, les travaux menés dans le cadre d'Agriconnect à l'échelle du paysage, échelle d'action des PLU, permettent une interaction entre les sciences et le droit sur les potentialités de protection et de gestion des TVB en milieu agricole. Cette traduction opérationnelle des travaux de recherche peut en effet s'inscrire dans la prise en compte juridique dans les PLU d'une spécificité agricole des Trames et non pas seulement d'une protection minimale de celles-ci.

Cet effort de flexibilité juridique reste toutefois fragile car source d'un contentieux plus important pour les documents d'urbanisme y recourant d'une part et d'autre part dans la mesure où cette flexibilité présente des limites par rapport aux potentiels besoins d'adaptation scientifique et agronomique des trames vertes. En effet, un PLU ne peut faire évoluer ses contours au gré de variations saisonnières. Par conséquent, est-il plus aisé d'agir directement sur les parcelles en favorisant une diversité des couverts cultivés propice à des formes de biodiversité ou encore la présence et l'entretien d'éléments topographiques et donc de connectivité dans les parcelles agricoles ? Une réponse positive à cette question se heurte au droit de propriété et donc de la possibilité de disposer de son bien, la terre. Par ailleurs, le régime juridique du bail rural (statut du fermage) offre au locataire une liberté d'orientation et d'investissements pouvant aboutir à une destruction des éléments topographiques dans le cadre « d'améliorations » de l'exploitation. Des dispositifs plus spécifiques fondés sur une logique financière (les aides de la PAC) ou intégrant la logique environnementale au sein des baux ruraux via l'existence de clauses environnementales restent à ce jour limités pour évoluer en ce sens.

Plus encore, nous avons insisté dans le cadre d'AGRICONNECT sur le cadre juridique extrêmement souple offert par le législateur pour désigner ce qu'il faut entendre par trames mais également plus spécifiquement les corridors ((articles L.371 et suivant, R.371 et suivants). La souplesse de ce cadre permet une adaptation a priori des exigences scientifiques puisque tous les « formats scientifiques » des trames y sont envisagés et plus encore semble offrir la flexibilité recherchée. En réalité, il s'avère, d'une part, que les incertitudes scientifiques deviennent ainsi des incertitudes juridiques de nature à bloquer et fragiliser l'opérationnalité tant écologique que juridique des trames. D'autre part, ce constat a révélé plus profondément que l'amélioration des dispositifs juridiques existants en faveur de la trame à l'image du PLU, des baux ruraux, de la conditionnalité des aides de la PAC mais également d'autres outils mobilisables sur le territoire de la trame dépendait largement d'un dialogue approfondi en particulier entre l'écologie et le droit. C'est le cas par exemple du PLU orienté « corridor » mais c'est également le cas de l'ensemble des outils juridiques contribuant à protéger un élément du paysage. Ce dialogue a conduit notamment à développer une méthodologie inédite, à savoir celle de partir de la définition écologique des paysages pour analyser son accueil dans le droit. Enfin, toujours dans cette logique de dialogue interdisciplinaire, les difficultés liées à l'identification juridique des trames et la nécessaire juxtaposition des dispositifs juridiques existants ont également ouvert une première réflexion sur les éco-paysages et leur écho dans le champ juridico-politique.

## 5. Implications pratiques

### 5.1 Apports du projet Agriconnect pour le SRCE de Bretagne

*Rédaction: DREAL BRETAGNE*

- Concernant le diagnostic de la biodiversité régionale et des enjeux régionaux de continuités écologiques :

Les apports d'Agriconnect ont contribué à identifier et caractériser la sous-trame des bocages. Ils ont notamment souligné l'importance pour les continuités écologiques, au-delà des haies, des autres composantes du bocage (ex : bosquets) et de l'usage des parcelles riveraines.

- Concernant l'identification et la cartographie de la trame verte et bleue d'échelle régionale :

C'est sur ce volet que les apports d'AGriconnect ont été les plus notables. En effet, Agriconnect a introduit une approche des continuités écologiques à l'échelle régionale, en incorporant dans les corridors écologiques des éléments de paysage variés constituant des mosaïques.

- Concernant le programme d'actions :

Ce programme prévoit à la fois des actions de diffusion des acquis de la recherche scientifique, et des perspectives pour des travaux à venir. Les sujets investis par Agriconnect sont bien présents, notamment à travers l'action de renforcement de la connaissance sur le rôle des espaces agricoles vis-à-vis de la circulation des espèces. Les travaux d'Agriconnect portant sur les outils réglementaires et contractuels en faveur de la trame verte et bleue et spécifiquement adaptés aux caractéristiques des espaces agricoles ont alimenté un corpus d'informations diffusé par le niveau national (centre de ressources trame verte et bleue) et ont été mis à profit pour la rédaction du plan d'actions du SRCE.

La cartographie de la trame verte et bleue régionale s'appuie en grande partie sur une analyse du territoire régional à partir de la méthode du coût cumulé minimal (CCM), en mobilisant une donnée de description du territoire breton (en entités d'occupation du sol). Les apports d'Agriconnect ont ici été primordiaux, à la fois pour la disponibilité de cette donnée (issue pour partie de ce programme), et pour la mise en œuvre de la méthode en elle-même. La détermination des paramètres adéquats permettant d'ajuster la modélisation du territoire en CCM ; les tests terrains, à haute résolution, menés sur la zone atelier Armorique par les équipes d'Agriconnect, ont été déterminants pour le modèle à l'échelle régionale ; malgré la différence d'échelle, d'entités manipulées, de complexité entre les deux territoires, l'exploration menée sur cette zone atelier a pu être transposée en valeurs seuils sur le territoire breton.

### 5.2 Recommandations et limites éventuelles

#### 5.2.1- Recommandations :

Pour constituer des continuités écologiques, nous avons montré l'intérêt de prendre en compte simultanément la qualité des habitats et la structure du paysage qui influence aussi cette qualité. Prendre en compte des groupes fonctionnels d'espèces (oiseaux forestiers, carabes forestiers, carabes des cultures, plantes avec divers modes de dispersion...) est préférable à la prise en compte des espèces une par une.

Les éléments semi-naturels (bosquets, haies) peuvent constituer des continuités, les mosaïques de culture également et ces continuités sont, au moins partiellement antagonistes.

Du point de vue juridique, la combinaison des outils disponibles pour la mise en place des trames nécessite une vision juridique plus claire de la trame afin de réhabiliter sa fonction première, celle d'agir en faveur de la biodiversité.

Pour que le dialogue entre les différents acteurs se fasse, il est nécessaire d'impliquer les agriculteurs avec une vision moins conceptuelle et plus directement liée à la place de leur activité professionnelle dans le maintien de la biodiversité et le rôle de celle-ci pour la production agricole (auxiliaires, pollinisateurs etc.).

Les problèmes liés aux difficultés qu'ont les acteurs à comprendre et donc utiliser les outils cartographiques nécessitent la mise en place de formations. Les ingénieurs maîtrisant les SIG ont

souvent une connaissance limitée de l'évaluation des données mises à disposition en ligne (CORINE, IGN) ce qui peut conduire à des erreurs d'interprétation.

### 5.2.2- Limites :

La première limite est que le développement de nouvelles méthodes n'a pu être fait que sur un seul type de paysage. La valorisation des données acquises dans une diversité de situations est nécessaire. La seconde limite est la complexité de la mise en œuvre de ces méthodes, le coût et la technicité de l'emploi de certains outils comme le radar, mais les algorithmes sont disponibles et de plus en plus de personnes sont formées à leur utilisation.

La complexité de la mobilisation des outils juridiques nécessite une grande technicité de la part des services juridiques des collectivités locales, il n'y a pas de boîte à outils clé en main pour assurer la mise en œuvre juridique des trames vertes. Il y a donc nécessairement en filigrane la question de la légitimité de l'intervention juridique d'autant que sur les espaces agricoles concernés, elle se heurte à la question de la propriété privée et plus spécifiquement à des modes de production sur des terres agricoles appartenant à différents propriétaires privés. Le relais n'est par ailleurs pas assuré au niveau de PAC par de véritables outils incitatifs : manque de levier pour des changements de la politique agricole pour la biodiversité.

### 5.3 Partenariats mis en place, projetés, envisagés

Des partenariats avec les principaux acteurs de la mise en place de la trame verte et bleue ont été établis au cours des deux projets diva, diva-corridor puis Agriconnect. Pour la réalisation du SRCE nous avons travaillé avec la DREAL, la région Bretagne et le GIP Environnement qui a été chargé de la réalisation du projet. Les chargés de mission ont participé régulièrement à nos réunions de travail et nous avons participé au groupe d'experts scientifiques du SRCE. À partir d'octobre 2014 une doctorante, Julie Chaurand, poursuivra notre travail en réalisant le suivi de la mise en place de la trame sur quelques sites tests avec un financement de la région Bretagne. Elle fera des comparaisons avec la région Languedoc-Roussillon

Nous avons développé un partenariat rapproché avec le PNR du Golfe du Morbihan qui a réalisé un plan de corridors écologiques depuis plus de 10 ans. Nous nous sommes appuyés sur leur connaissance du terrain et leurs objectifs d'aménagement pour la mise en place du groupe hybride agriculteurs-élus-chercheurs qui a abordé les questions de perception de la biodiversité et de la trame verte et bleue. Les PNR proches, Monts d'Arrée et Marais du Cotentin, ont été associés à nos réunions. Nous avons réalisé pour le PNR de Normandie-Maine une analyse de l'utilisation des données naturalistes pour la mise en place de la trame verte et bleue.

#### 5.3.1 Perspectives

Les travaux de recherche qui ont été initiés dans le cadre d'Agriconnect vont se poursuivre, pour permettre la publication des résultats dans des revues scientifiques, mais aussi pour aller plus loin dans les développements de méthodes d'identification des trames en prenant en compte par exemple le rôle de l'agriculture sur la biodiversité des bords de champ au sens large, de la caractérisation de la végétation des zones humides par le radar (cf publications en annexe). La construction de scénarios avec la plateforme Apiland sera poursuivie pour tester les effets d'autres systèmes de production et leurs impacts sur les continuités écologiques. Une évaluation de facteurs économiques (prix du marché, primes PAC) dans le choix des agriculteurs d'allocation spatiale des cultures y sera intégrée.

En collaboration avec la DREAL et les acteurs locaux de la mise en place de la TVB nous allons poursuivre les travaux initiés à la fin de ce projet sur l'identification d'écopaysages. Il est apparu en effet que cette notion, qui définit aux différentes échelles de l'aménagement des zones de structure interne homogène, au sein desquelles on peut définir des règles de mise en place de la TVB, est tout à fait pertinente pour les aménageurs et plus opérationnelle que la notion de corridor. Nous avons réalisé

des tests préliminaires de cette démarche en présentant une classification basée sur l'occupation du sol (annexe 8).

Des projets sont en cours de montage avec la Fédération Régionale des Centres Pédagogiques d'Initiation à l'Environnement de Bretagne (CPIE), la Région et la Dreal pour développer des méthodes et des outils participatifs pour la mise en place des trames aux échelles locales.

Un projet INRA/ bassin versant du Léguer sera déposé auprès de la Région pour développer des méthodes d'évaluation de la biodiversité du bocage utilisables par les agriculteurs et les agents de développement des bassins versants. L'objectif est de constituer un GIEE (groupement d'intérêt économique et environnemental) comme support de MAE et aussi de labelliser un groupement de production de bois à partir de la production des haies qui prenne en compte la biodiversité.

Deux sujets de thèse « droit et écologie » sont financés, l'un par la région Pays de Loire (encadrement L. Bodiguel et J. Baudry) et l'autre par le ministère de la Recherche (encadrement A. Langlais et F. Burel).

Au niveau européen, J. Baudry coordonne un groupe d'experts sur l'« optimising profitability of crop production through Ecological Focus Areas » dans le cadre du programme « European Innovation Partnership 'agricultural productivity and sustainability' ». L'objectif est de montrer qu'au-delà de leur intérêt environnemental, les zones d'intérêt écologique de la nouvelle politique agricole commune ont aussi un intérêt pour la production. Il s'agit donc de renforcer le rôle des agriculteurs dans le développement de l'agro-écologie.

### 1- Pour en savoir plus

Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S., Baudry, J., 2015. Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using Synthetic Aperture Radar, *Ecological Indicators*, 52, pp. 545–557.

Betbeder J., Nabucet J., Pottier E., Baudry J., Corgne S, Hubert-Moy L., 2014. Hedgerow characterization using TerraSAR-X imagery, *Remote Sensing*, 6, 3752-3769.

Duflot, R., S. Aviron, A. Ernoult, L. Fahrig, F. Burel (*in press*). Reconsidering the role of 'seminatural habitat' in agricultural landscape biodiversity: a case study. *Ecological research*  
Gil-Tena, A., Nabucet, J., Mony, C., Abadie, J., Saura S., Butet, A., Burel, F., Ernoult, A. 2014. Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach. *Community Ecology*, 15: 256-268.

Vannier C., Hubert-Moy L., 2014. Multiscale comparison of remote-sensing data for linear woody vegetation mapping, *International Journal of Remote Sensing*, 35(21): 7376-7399,

## 6. Liste des opérations de valorisation issues du contrat

### 6.1- Publications scientifiques

*Articles parus/ à paraître (voir en annexe):*

Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S., Baudry, J., 2015, Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using Synthetic Aperture Radar, *Ecological Indicators*, 52, pp. 545–557.

Betbeder J., Nabucet J., Pottier E., Baudry J., Corgne S, Hubert-Moy L., 2014a. Hedgerow characterization using TerraSAR-X imagery, *Remote Sensing*, 6, 3752-3769.

Betbeder J., Rapinel S., Corpetti T., Pottier E., Corgne S., Hubert-Moy L., 2014b.

Multitemporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping, *J. Appl. Remote Sens.*, 8(1), 083648(Apr 10, 2014). doi:10.1117/1.JRS.8.083648

- Duflot, R., S. Aviron, A. Ernoult, L. Fahrig, F. Burel (*in press*). Reconsidering the role of 'semi-natural habitat' in agricultural landscape biodiversity: a case study. *Ecological research*
- Gil-Tena, A., Nabucet, J., Mony, C., Abadie, J., Saura S., Butet, A., Burel, F., Ernoult, A. 2014. Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach. *Community Ecology*, 15 : 256-268.
- Inserguet-Brisset, V. « Conventions de sauvegarde des continuités écologiques » in Etude Environnement et agriculture, Dictionnaire permanent Entreprise agricole, n°115 (mise à jour mensuelle)
- Inserguet-Brisset, V. « Des trames vertes et bleues pour préserver la biodiversité », Dictionnaire permanent Entreprise agricole, Bulletin n°433, septembre.2010, p.20
- Inserguet-Brisset, V. « Trame verte et bleue, un dispositif lacunaire », Dictionnaire permanent Entreprise agricole, Bulletin n°459, janv.2013, p.20
- Inserguet-Brisset, V. « Trames vertes et bleues : des orientations nationales enfin connues », Dictionnaire permanent Entreprise agricole, Bulletin n°471, fév..2014, p.12
- Langlais, A. « Les paiements pour services environnementaux, une nouvelle forme d'équité environnementale pour les agriculteurs ? *Réflexions juridiques* », *Revue environnement et développement durable, Lexisnexis, Janvier 2013, n° 1, pp. 32-41.*
- Langlais, A. "Ecosystem services: promoting new synergies between European strategies on climate and biodiversity?" (co-écrit avec Nathalie Hervé-Fournereau (CR1, CNRS, IODE)) in F. Maes, A. Cliquet, W. du Plessis et H. MacLeod-Kilmurray ( sous la dir.), *Biodiversity and climate change, Linkages at International, National and local levels*, Actes du colloque de l'Académie de droit international de l'environnement (UICN), Edward Elgar Editor, 2013, pp. 65-93.
- Vannier C., Hubert-Moy L., 2014. Multiscale comparison of remote-sensing data for linear woody vegetation mapping, *International Journal of Remote Sensing*, 35(21): 7376-7399, DOI:10.1080/01431161.2014.968683
- Rapinel S., Hubert-Moy L., Clément B., 2014. Combined use of LiDAR data and multispectral earth observation imagery for wetland habitat mapping, *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, DOI: 10.1016/j.jag.2014.09.002.
- Walter, C ;, C. Chenu, A. Bispo, A. Langlais et C. Schwartz, « Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation », DEMETER, Cahiers « foncier », A paraître.

*Manuscrits soumis ou en révision*

- Betbeder J., Rapinel S., Corgne S., Pottier E., Hubert-Moy L., TerraSAR-X time series for mapping of wetland vegetation , *ISPRS Journal of photogrammetry and Remote Sensing* (en révision)
- Duflot, R., S. Aviron, A. Ernoult, R. Georges, F. Ballaud, L. Fahrig, F. Burel (*under review*). Independent effects of landscape composition and configuration on carabid beetle and vascular plant gamma diversity in farmland. *Biodiversity and conservation*

*Articles en préparation*

- Betbeder J., Laslier M., Corpetti T., Baudry J., Corgne S., Pottier E., Hubert-Moy L., Improving crop monitoring using multi-temporal optical and radar data fusion, *Remote Sensing of Environment*
- Betbeder J., Laslier, M., Hubert-Moy L., Corgne S., Baudry, J., SAR imagery improves our understanding of landscape connectivity, *Journal of Applied Ecology*
- Betbeder J., Hubert-Moy L., Burel, F., Corgne S., Baudry, J., Assessing ecological interactions within the crop mosaic using optical and SAR imagery, *Agriculture, ecosystems, environment*
- Betbeder J., Rapinel S., Pottier E., Corgne S., Hubert-Moy L., Mapping wetland vegetation using high spatial resolution SAR times-series: comparison of TerraSAR-X and Radarsat-2 data, *Remote Sensing of Environment* (soumission mars. 2015)

Lalechère E., Poggi S., Parisey N., Duflot R., Boussard H., Aviron S. Effects of landscape structure on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) communities : role of annuals crops and antagonistic effects of semi-natural elements.

Duflot,R., A. Ernoult, S. Aviron, T.O. Crist, F. Burel. (in preparation). Does heterogeneity drives beta diversity in agricultural landscapes? (Titre Temporaire)

Duflot,R., S. Aviron, A. Ernoult, F. Burel (2<sup>nd</sup> version in preparation). Effects of farmland heterogeneity on the carabid beetle communities in winter and spring crop fields. *Agriculture Ecosystem and Environment*

Ernoult et al. Functional connectivity in agriculture-dominated landscape promotes endozoochory

Martel G, Aviron S, Boussard H, Joannon A, Roche B Impact of farming systems on agricultural landscapes and biodiversity. An agro-ecological simulation tool. *A soumettre à Environmental Software and Modeling*

Martel G, Aviron S, Boussard H, Joannon A, Roche B Impact of farming systems on agricultural landscapes and biodiversity. An agro-ecological simulation tool. *A soumettre à Agriculture, ecosystem and environment*

Menozzi M.J. atelier chercheurs-agriculteurs : quels enseignements pour la mise en place concrète des trames vertes ? à soumettre à Développement durable et territoire.

Mony et al. Understand woodland plants response to landscape connectivity: the role of dispersal vectors.

Mony C et Ernoult A et al. Do functional corridors promote seeds fluxes in the agricultural landscape?

## 6.2 Présentations aux colloques

Abadie J., Gil-Tena A., Nabucet J., Butet A., Burel F., Ernoult A. et Mony C. 2012. Projet Agriconnect Effet de la connectivité des bois sur la biodiversité végétale et avifaunistique: exemple du bocage breton. Séminaire DIVA 3, Bourg en Bresse, 14-16 novembre 2012 (communication affichée)

Betbeder J., Corgne S., Pottier E., Corpetti T., Hubert-Moy L., 2014. Multi-temporal optical and radar data fusion for crop monitoring: application to an intensive agricultural area in Brittany (France), *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2014 IEEE International*, Québec, 13-18 July 2014, pp. 1493 – 1496, [10.1109/IGARSS.2014.6946720](https://doi.org/10.1109/IGARSS.2014.6946720)

Betbeder J., Corpetti T., Pottier E., Corgne S., Hubert-Moy L., 2013. Multi-temporal classification of TerraSAR-X data for wetland vegetation mapping , Proc. SPIE 8887, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XV, 88871B (October 16, 2013); doi:10.1117/12.2029092; <http://dx.doi.org/10.1117/12.2029092>

Bodiguel L. L'agriculteur face aux continuités écologiques : de l'approche topographique à l'approche fonctionnelle, VII forum international de l'observatorio de legislacion agraria, « Les évolutions des législations agricoles espagnole et française dans la dynamique européenne de la PAC », Paris APCA, 23-24 octobre 2014 ;

Bodiguel L. Le "trames vertes" in Francia, Università di Pisa, mai 2014.

Bodiguel L. La tutela dell'ambiente attraverso la Rete e la Continuità: il caso dei "trames vertes in Francia, « Gli usi della terra nell'era della globalizzazione », Università degli studi di Udine (Italia), 3 déc. 2013.

Bodiguel L. Agriculture et Trames vertes. Approche juridique, Ecole thématique CNRS « Approche interdisciplinaire de la trame verte et bleue », Rennes, 16-20 septembre 2013

Boussard H. (2013) Présentation du logiciel Chloé2012, principes et exemples d'utilisation - Journées géomatiques du CATI ACTION, INRA, Avignon.

Boussard H., Aviron S., Joannon A., Martel G., Roche B., Lalechère E., Deniau J., Jean-Charles T., Parisey N., Poggi S. (2014) Modèle Agriconnect, un simulateur de paysage

couplant modèle agronomique et modèle écologique. Assemblée générale du CATI ACTION, INRA, Alenya.

Boussard H., Aviron S., Joannon A., Martel G., Roche B., Lalechère E., Deniau J., Jean-Charles T., Parisey N., Poggi S. (2014) Modèle Agriconnect, un simulateur de paysage couplant modèle agronomique et modèle écologique. Séminaire Payote, Paris.

Hubert-Moy L., Nabucet J., Lecerf R., Dufour S., Burel F., 2012. Green and blue belt networks : mapping connectivity areas at a regional scale using medium and high spatial resolution satellite images. Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International, Munich, Germany, pp. 6095 – 6098. DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6352216

Dufлот, R., S. Aviron, A. Ernoult, F. Burel, 2013. Effects of farmland landscape heterogeneity on biodiversity: is there a spatio-temporal complementation between crop fields? Session "Agriculture", Ecological Society of America 98<sup>th</sup> Annual Meeting. Minneapolis, Minnesota, USA

Dufлот, R., S. Aviron, A. Ernoult, F. Burel. 2011. A mensurative experiment to study effects of landscape heterogeneity on biodiversity. Symposium "Linking Landscape Structure and Biodiversity", International Association of Landscape Ecology 8<sup>th</sup> World Congress. Beijing, China

Dufлот, R., P. Gautier, M. Ameline, F. Burel. 2014. Evaluation de la TVB à l'aide de données naturalistes. 7<sup>th</sup> French days of landscape ecology. IALE France. Dijon, France

Dufлот, R., S. Aviron, A. Ernoult, F. Burel. 2013. Effet de l'hétérogénéité de la mosaïque des cultures sur la diversité : existe-t-il une complémentation spatio-temporelle entre parcelles cultivées ? 6<sup>ème</sup> journée française de l'Ecologie du Paysage. IALE France. Rennes, France  
Hervé-Fournereau et A. Langlais, Enjeux et cadre juridique des Trames vertes et bleues : entre droit et science », Ecole thématique CNRS « Approche interdisciplinaire de la trame verte et bleue », Rennes, 16-20 septembre 2013.

Joannon A., Aviron S., Boussard H., Martel G., Roche B. 2015 Impact of farming systems on agricultural landscapes and biodiversity: from plot to farm and landscape. 5th International Symposium for Farming Systems Design 7-10 September 2015, Montpellier, France

Langlais, A. « Conclusions » avec Agnès Michelot ( MC, La Rochelle), in colloque, « De l'exploitation des ressources naturelles aux services écosystémiques : quelle solidarité écologique ? », La Rochelle, 5 et 6 juin 2014.

Langlais A., de La Jarte A., « Les trames vertes et le droit », Séminaire DIVA, Amiens, 20-22 octobre 2014.

Langlais, A. « Jeux et enjeux juridiques des paiements pour services environnementaux » in Atelier international « Comment articuler les Paiements pour Services Environnementaux aux autres instruments politiques et économiques, dans les pays du Sud et du Nord ? », Montpellier, 11-13 juin 2014.

Langlais, A. « Enjeux scientifiques et juridiques des corridors écologiques : des enjeux communs ? », Ecole thématique, CNRS IRSTEA INRA « la trame verte et bleue », St Malo, 16 au 20 septembre 2013.

Langlais, A. « Le mouvement naturel, un service écosystémique ? », Colloque en l'hommage du Professeur Jean Untermaier « Droit, mouvement et environnement », 17 et 18 octobre 2013, institut de droit de l'environnement (IDE), Lyon.

Langlais, A. : « **Introduction générale** : Le contexte et les enjeux du concept de paiements pour services environnementaux en agriculture », colloque de l'IODE (Institut Ouest : Droit et Europe) « L'agriculture et les paiements pour services environnementaux, quels questionnements juridiques ? », Faculté de droit et de Science Politique de Rennes, Rennes, 25 et 26 octobre 2012.

Martel G., Aviron S., Boussard H., Jean-Charles T., Joannon A., Lalechère E., Roche B. (2014). Impact des conduites des systèmes d'élevage sur les continuités écologiques : proposition d'une démarche de modélisation – simulation. Colloque PAYOTE, Modélisation de paysages agricoles pour la simulation et l'analyse de processus, 16-17 septembre 2014, Paris.

Roche B., Amiotte C., Boussard H., Joannon A. and Martel G. (2013). Crop acreage allocation decisions on intensive mixed crop-livestock farms. 64th annual meeting of the European Association for Animal Production

Pottier E., Hubert-Moy L., 2013. On the Use of Fully Polarimetric Radarsat-2 Time-Series Datasets for Wetland Monitoring, ESA Living Planet Symposium 2013, Edinburgh, 09-13 sept. 2013, <http://www.livingplanet2013.org/abstracts/851215.htm>

### 6.3 Thèses

Betbeder Julie, Evaluation des données de télédétection pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques, Université Rennes 2, Dir. : L. Hubert-Moy (soutenue le 15/01/2015).

Duflot R. (2010-2013) Effet de la composition et de l'organisation spatiale des paysages agricoles. Université de Rennes 1 (dir. F. Burel)

### 6.4 Mémoires d'étudiants

Abadie, J. 2012. Effet de la connectivité des bois sur la biodiversité dans un bocage Breton. Etude des communautés végétales et d'oiseaux. Rapport de master 2« Expertise Faune Flore, inventaires et indicateurs de biodiversité. Univ Pierre et Marie Curie. 30 pages +annexes

Couthouis E. (2014) Effets des continuités entre éléments non cultivés et/ou cultivés sur les communautés d'arthropodes carabiques en systèmes de polyculture-élevage bretons. Diplôme Licence Pro Partager, Université Rennes 1 - Agrocampus Ouest. 73p.

Fauvel Julie, Gualandi Nina, Lemire Mélodie, Ménard Anne , *Le dispositif « Trames vertes et bleues » est-il vraiment nécessaire ?*, mémoire réalisé sous la direction de Bodiguel Luc, Master 2 Droit de l'environnement et du développement durable, Université de Nantes, 2013-2014

Jean-Charles T. (2014) Simulation de paysages agricoles produits par des exploitations agricoles validation d'un modèle agronomique et évaluation des structures paysagères. Diplôme d'ingénieur - spécialisation GAPE (Géoinformation appliquée à l'Agriculture, aux Paysages et à l'Environnement), ESA Angers - Agrocampus-ouest - Université Rennes 2. 55 p.

Lalechère E. (2014) Evaluation par modélisation statistique et informatique de la diversité potentielle des carabes à l'échelle des paysages. Diplôme d'ingénieur - spécialisation GAPE Géoinformation appliquée à l'Agriculture, aux Paysages et à l'Environnement), ESA Angers - Agrocampus-ouest - Université Rennes 2. 25 p.

Landais Q. 2014. Influence de la connectivité sur les communautés végétales en milieu agricole : une double approche de la dispersion des plantes. Rapport Master 2 EFCE, Univ Rennes1. 32 pages

Laslier Marianne, 2014. Cartographie des corridors écologiques par imagerie optique et radar, Master 2 IMAGE, Université Rennes 2.

Laurent Helène 2014 : Influence des continuités écologiques sur la dispersion des communautés végétales et les déplacements des prédateurs granivores de l'agrosystème de la Zone Atelier Armorique. Rapport de Master 1 EFCE, Univ Rennes 1. 23 pages

Rouxel Jennifer 2014. La contribution du zonage agricole du Plan Local d'Urbanisme à la protection de la trame verte et bleue. Master 2 juriste en droit de l'urbanisme et aménagement du territoire. Université de Rennes 1.

### 6.5 Enseignement – formation

Ecole thématique du cnrs: approche pluridisciplinaire de la trame verte et bleue. Cette formation d'une semaine à l'attention des chercheurs et des gestionnaires a été organisée par les chercheurs d'agriconnect du 16 au 20 septembre 2013 au Domaine des Ormes à Dol de Bretagne.

Formation de haut niveau paysage de l'Université Européenne de Bretagne. Sur l'année scolaire 2014-2015 quatre journées de formation à l'attention des doctorants et des chercheurs sont organisées au cours desquelles les chercheurs et doctorants d'agriconnect organisent deux journées sur les flux dans les paysages et le concept de paysage à travers les disciplines.

## Résumé court

Le projet Agriconnect a développé une approche interdisciplinaire de la mise en place des continuités écologiques dans les paysages agricoles. Des continuités fonctionnelles ont été identifiées entre les éléments boisés, en prenant en compte la matrice agricole et entre les cultures. L'agriculture contribue à leur existence en particulier par le choix des systèmes de production. La mobilisation des outils juridiques pour leur mise en place nécessite une grande technicité car ils sont divers et mobilisent plusieurs domaines du droit et surtout parce qu'ils ne sont pas expressément orientés pour répondre aux exigences de la trame. Enfin l'adhésion des agriculteurs à ces aménagements est limitée car leur dimension environnementale reste perçue comme une contrainte.

## Résumé long

Ce projet de recherche s'appuie sur les résultats acquis par le projet diva-corridor (programme diva 2) et sur l'expérience d'interdisciplinarité de l'équipe qui rassemble agronomes, géographes, écologues, juristes et partenaires acteurs de la mise en place de la trame verte et bleue en région Bretagne. Notre objectif a été d'identifier de manière structurelle et de manière fonctionnelle les continuités écologiques dans les paysages bocagers. Pour cela nous nous sommes basés sur trois types de trames : i) une trame boisée (haies et bois en continuité) ii) une trame qui prend en compte les cultures assurant la continuité entre les éléments boisés, iii) une trame de culture qui génère des continuités pour les espèces de cultures en particulier.

Nous avons cherché à comprendre comment l'agriculture via les systèmes de production des exploitations met en place des paysages plus ou moins favorables à ces continuités.

Les chercheurs en droit ont identifié, parmi les outils réglementaires ou volontaires existants, les possibilités de mise en œuvre de ces différents types de trames dans les paysages agricoles. Un dernier objectif a été d'évaluer la perception de ces continuités écologiques par les agriculteurs et de la mise en place de la trame verte et bleue.

### 1- Identification et fonctionnement des trois types de trames

#### 1.1- Les trames boisées

De nombreux travaux ont d'ores et déjà montré le rôle des haies comme habitat et corridor écologique pour des espèces forestières. Une description du réseau de haies par des images radar nous a permis de montrer que ce sont d'excellentes sources de données pour l'évaluation de la qualité des haies. En intégrant cette qualité au niveau local et au niveau du paysage nous avons pu expliquer une part très importante (80%) de l'abondance et de la richesse des carabes forestiers. Ces résultats renforcent la nécessité d'une gestion au niveau de la haie et au niveau du paysage. Ils montrent aussi qu'il est possible d'envisager une approche plus quantitative pour qualifier les réseaux de haies.

#### 1.2- Le rôle de la mosaïque agricole entre les éléments boisés

La matrice agricole peut avoir un rôle important dans la mesure de la connectivité entre éléments boisés. En utilisant la théorie des graphes et les chemins de moindres coûts pour estimer les distances entre éléments nous avons montré que les communautés de plantes et d'oiseaux nicheurs ne répondent pas à la connectivité. Cependant, si on identifie des groupes fonctionnels basés sur l'habitat ou les modes de dispersion il y a une réponse à la connectivité du paysage. Ce travail a permis d'identifier les continuités entre bois au sein du paysage.

#### 1.3- Les continuités écologiques au sein de la matrice agricole

L'étude de l'effet de l'hétérogénéité des cultures sur les communautés de carabes des champs montre que les adjacences / interfaces entre cultures d'hiver et cultures de printemps dans le paysage environnant favorisent l'abondance des espèces de culture alors qu'une forte connectivité des éléments semi-naturels boisés a un effet contraire. La mosaïque de cultures contribue donc à générer des continuités pour les espèces de culture au sein des paysages agricole

#### 1.4- Le droit permet de protéger les éléments de ces trames dans les paysages

Les outils juridiques traditionnels de protection des éléments du paysage peuvent directement ou indirectement servir à la protection des continuités écologiques. D'un point de vue stratégique, il faut donc que les collectivités compétentes mobilisent les bons outils juridiques pour obtenir une protection efficace des continuités écologiques. Ces outils doivent prendre en compte à la fois des critères structurels et des critères fonctionnels pour garantir la fonctionnalité des trames.

### 2- Agriculture et continuités écologiques

#### 2.1-rôle des systèmes de production dans la distribution spatiale des continuités entre cultures

Un outil de simulation de mosaïques agricoles a été développé. Il est basé sur les choix de systèmes de production des exploitations agricoles et a permis ainsi de tester, en le couplant aux modèles écologiques présentés ci-dessus, l'effet de l'agriculture sur le fonctionnement des continuités écologiques. Les résultats montrent que toutes les exploitations n'ont pas le même rôle dans la constitution de ces continuités. En effet, suivant la répartition du parcellaire et du siège d'une exploitation par rapport au paysage étudié, leur impact sur les continuités écologiques entre cultures sera différent. L'échelle d'action semble donc être à la fois celle de l'exploitation qui peut modifier la proportion des différents couverts mais aussi celle d'un collectif d'exploitations qui permet d'agencer ces couverts pour créer les interfaces.

#### 2.2- interactions avec les acteurs (gestionnaires, agriculteurs)

L'outil de simulation peut être mobilisé pour sensibiliser un collectif d'agriculteurs à l'impact qu'ont leurs décisions individuelles sur la structuration des paysages et des continuités écologiques des paysages agricoles.

Un groupe hybride d'agriculteurs, chercheurs, élus s'est réuni régulièrement pendant la durée du projet. Il avait pour objectif de croiser les perspectives sur la mise en place des continuités écologiques. Un décalage important entre l'approche théorique / conceptuelle opérée à l'échelle du SRCE et les chercheurs, et l'approche pragmatique des acteurs de terrain, notamment les agriculteurs est apparu. Mais les deux groupes se sont accordés sur le rôle de la mosaïque agricole pour la biodiversité et la nécessité de la prendre en compte dans la définition des continuités écologiques. Il est apparu pertinent de réfléchir à un « espace » de rencontres et d'échanges sur les continuités écologiques dans une dynamique transversale et non sectorielle, et non pas spécifique à l'agriculture. Pour les agriculteurs, ces questions vont bien au-delà de celles liées à la biodiversité, mais renvoient aux liens sociaux, à leurs souhaits d'autonomie. Cela nécessite d'inventer d'autres rapports entre les acteurs sociaux afin de créer d'autres liens aux éléments de la biodiversité à travers les trames vertes dessinées.

#### 2.3- le droit dans la mise en place de la trame

Une analyse des documents juridiques disponibles pour la mise en place de la TVB a montré que le droit de l'urbanisme pouvait prendre en compte les continuités écologiques, grâce à la mise en œuvre des techniques habituelles de préservation des éléments paysagers remarquables, mais aussi par la détermination d'un zonage indicé corridor. Dans le cadre du droit rural, la protection des trames vertes à grande échelle dépend essentiellement de l'efficacité de la conditionnalité des aides de la PAC. Cependant, même en ce qui concerne la conditionnalité, un doute subsiste : les zones d'intérêt écologiques que la PAC protège sont-elles celles que les écologues entendent protéger lorsqu'ils parlent de trames vertes ou de corridors écologiques ? Les notions de fonctionnalité et de cycle de vie sont-elles prises en considération ?

### 3- Conclusion

Le projet Agriconnect a permis de montrer l'importance de prendre en compte simultanément la qualité des habitats et la structure du paysage pour identifier les continuités écologiques, de se baser sur des groupes fonctionnels d'espèces et de reconnaître l'importance de la mosaïque des cultures. L'agriculture via les choix des systèmes de production détermine les continuités au sein des exploitations. Cette vision est partagée par les agriculteurs, qui ont du mal à adhérer à la définition théorique et conceptuelle de la TVB. Enfin il est apparu qu'une diversité d'outils juridiques est disponible tant dans le droit de l'urbanisme que dans le droit rural, mais que leur mise en application dans le cadre de la TVB sera délicate, notamment pour prendre en compte la fonctionnalité des continuités écologiques.

## Agriconnect

Les recherches réalisées dans Agriconnect vont se poursuivre, en partenariat avec les gestionnaires, pour accompagner la mise en œuvre du SRCE. Il est en effet apparu pertinent de passer du concept de continuité écologique à celui d'écopaysage, ce qui nécessite la mise au point de méthodes d'identification, la mobilisation de nouveaux outils juridiques et le suivi de leur utilisation sur des secteurs tests du territoire régional.

### Mots-clés

Téledétection – radar – oiseaux – plantes – carabes – réglementation – agriculture – acteurs locaux

## Abstract

This research builds on the achievements of the project diva-corridor (Program diva 2) and the interdisciplinary team experience that brings together agronomists, geographers, ecologists, lawyers and partners involved in the development of the “Trame Verte et Bleue (TVB) in Brittany. Our goal was to identify structurally and functionally ecological continuities in the bocage landscapes. For this we used three types of continuities: i) wooded continuities (hedges and woodland) ii) continuities that take into account the crops between the wooded elements, iii) continuities within the crop mosaic for crop species in particular. We sought to understand how agriculture, through farm production systems, designed landscapes more or less favorable to these continuities. The legal experts identified which regulatory tools could be used to implement these different types of continuities in agricultural landscapes. A final objective was to evaluate the perception of these ecological continuities by farmers and the development of TVB.

### 1- Identification and operation of three types of continuities

#### 1.1- The wooded continuities

Many studies have already shown the role of hedgerows as habitat and ecological corridor for forest species. A description of the hedgerow network with radar images allowed us to show that these images are excellent sources of data for the evaluation of the quality of hedges. By integrating this quality locally and at the landscape level, we could explain most (80%) of the abundance and richness of forest beetles. These results underline the need for a management at the hedge and landscape levels. They also show that it is possible to contemplate a more quantitative approach to qualifying hedge networks.

#### 1.2- The role of the agricultural mosaic between the wooded elements

The agricultural matrix may have an important role in measuring the connectivity between woodland elements. Using graph theory and least cost paths to estimate the distances between elements, we have shown that communities of plants and breeding birds are not related to connectivity. However, if we identify functional groups based on habitat or the dispersion modes there is a response to the landscape connectivity. This work permitted to identify the continuities between wooded elements at the landscape level.

#### 1.3 The ecological continuity within the agricultural matrix

The study of the effect of the heterogeneity of crops on the communities of crop beetles shows that the adjacencies / interfaces between winter crops and spring crops in the surrounding landscape favor the abundance of crop species while a strong connectivity of forested semi-natural elements has the opposite effect. The mosaic of crops contributes to generating continuities for crop species in agricultural landscapes

#### 1.3- Regulations to protect the elements of these continuities in landscapes

Traditional legal tools to protect landscape elements can directly or indirectly serve the protection of ecological continuities. From a strategic point of view, the competent authorities must mobilize the

right legal tools for effective protection of ecological continuities. These tools must take into account both the structural and functional criteria to ensure the functionality of the frames.

### 2- Agriculture and ecological continuity

#### 2.1-role of production systems in the spatial distribution of continuities between crops

We developed an agricultural mosaics simulation tool based on the choices of farm production systems which, coupled with the ecological models presented above, allowed to test the impact of agriculture on the functioning of ecological continuities by. The results show that all farms do not have the same role in the formation of these continuities. Indeed, according to the distribution of parcels and farm buildings in relation to the landscape studied, their impact on ecological continuities will be different. The scale of action seems to be both the farm, which can change the proportion of the different crops, and a collective of farms, which can arrange those crops to create interfaces.

#### 2.2- interactions with the actors (managers, farmers)

The simulation tool can be used to educate a group of farmers regarding the impact of their individual decisions on the structuring of landscapes and ecological continuities of agricultural landscapes. A hybrid group of farmers, researchers, elected officials met regularly during the project period. It aimed to confront perspectives on the implementation of ecological continuities. A significant gap between the theoretical / conceptual approach carried across SRCE and researchers, and the pragmatic approach of the farmers appeared. But the two groups agreed on the role of the agricultural mosaic on biodiversity and the need to take it into account in the definition of ecological continuities. It seemed relevant to consider a "space" for meetings and exchanges on ecological continuities in a cross-sectoral dynamic, not specific to agriculture. For farmers, these issues go well beyond those related to biodiversity, but refer to social ties, their desire of autonomy. This requires inventing other relations between social actors in order to create other links to biodiversity through the green infrastructure (TVB).

#### 2.3- regulations for the establishment of the continuities

The analysis of legal documents available for the implementation of TVB showed that the planning law could take into account the ecological continuities through the implementation of usual techniques of preservation of remarkable landscape elements, but also by the identification of a corridor zoning. In the context of agricultural law, the protection of large-scale green networks depends largely on the effectiveness of the conditionality of CAP aid. However, even with regard to conditionality, some doubt exists: are the ecological interest areas that the CAP protects the same as those ecologists seek to protect when they talk about green networks or ecological corridors? Are the concepts of functionality and life cycle considered?

### 3- Conclusion

The agriconnect project has shown the importance of taking into account both the quality of habitat and landscape structure to identify ecological continuities, to rely on functional groups of species and to recognize the importance of crop mosaics. Agriculture, through the choice of production systems, determines the continuities in the farms. This vision is shared by farmers, who are struggling to adhere to the theoretical and conceptual definition of TVB. Finally it appeared that a variety of legal tools are

## Agriconnect

available in planning, environment and rural law, but their implementation in the context of TVB will be tricky, particularly in trying to take into account the functionality of ecological continuities. Research conducted in Agriconnect will continue, in partnership with managers, to support the implementation of TVB. It seems pertinent to move from the concept of ecological continuity to that of eco-landscape, which requires the development of identification methods, the use of new legal tools and the monitoring of their use on some testing sectors at the regional level.

### **Key words**

Remote sensing – radar – birds – plants – carabids – regulation – agriculteur – local stakeholders

## Rapport scientifique

### 7. Introduction

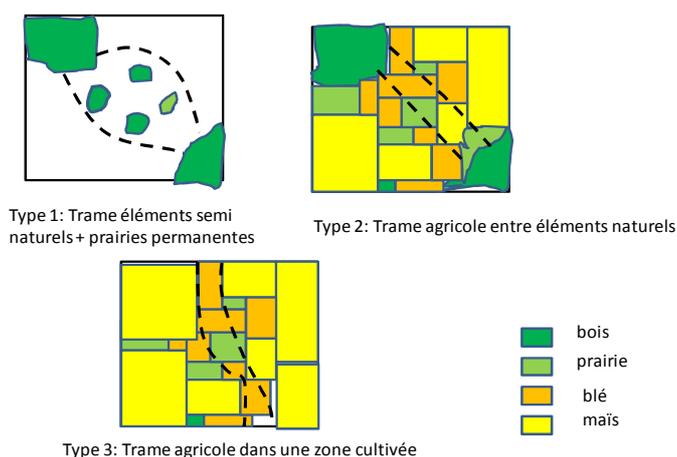
#### 7.1 Contexte général

Ce projet de recherche s'appuie sur les résultats acquis par le projet diva-corridor et sur l'expérience d'interdisciplinarité de l'équipe qui rassemble agronomes, géographes, écologues, juristes et partenaires acteurs de la mise en place de la trame verte et bleue en région Bretagne. Dans diva-corridor nous avons particulièrement étudié l'impact des changements d'échelle pour l'identification, le fonctionnement et la mise en place des continuités écologiques, et avons mis l'accent sur l'échelle régionale et celle du paysage. Il s'avère que la mise en place des trames vertes se fera à des échelles plus fines locale ou paysagère et c'est à ces deux échelles que se situe notre projet Agriconnect.

#### 7.2 Objectifs généraux du projet

Notre objectif a été d'identifier de manière cartographique et de manière fonctionnelle les continuités écologiques dans les paysages bocagers. Pour cela nous nous sommes basés sur trois types de trames : i) une trame boisée (haies et bois en continuité) ii) une trame qui prend en compte les cultures assurant la continuité entre les éléments boisés, iii) une trame de culture qui génère des continuités pour les espèces de cultures en particulier. Nous avons utilisé les méthodes de la géographie pour identifier la structure des trames, de l'écologie pour évaluer leur fonctionnalité, et de l'interface géographie/écologie pour l'identification de trames fonctionnelles. Nous avons développé nos travaux sur les trois types de trames.

Nous avons cherché à comprendre comment l'agriculture via les systèmes de production des



exploitations met en place des paysages plus ou moins favorables à ces continuités. Pour cela nous avons développé un outil informatique qui permet de simuler des paysages à partir des données de fonctionnement des exploitations agricoles et, en le couplant avec des modèles écologiques, qui permet d'évaluer l'impact sur la biodiversité de la répartition des systèmes de production.

Les chercheurs en droit ont identifié, parmi les outils réglementaires ou volontaires existants, les possibilités de mise en œuvre de ces différents types de trames dans les paysages agricoles. Ils ont particulièrement étudié le droit de l'urbanisme et le droit rural. Un dernier objectif a été d'évaluer la perception de ces continuités écologiques par les agriculteurs et de

la mise en place de la trame verte et bleue. Pour cela une approche ethnologique a été mise en place dans le cadre d'un atelier hybride rassemblant agriculteurs, élus et chercheurs. Une approche ethnologique s'avère pertinente pour accompagner les acteurs dans leur dynamique collective, notamment dans la circulation, la compréhension et le partage des points de vue et des connaissances. Elle permet de préciser la manière dont les différents acteurs sociaux définissent ce qu'est une trame verte, et les objectifs qu'on souhaite lui assigner

Dans ce projet, nous avons travaillé étroitement avec la DREAL et la Région Bretagne dans le cadre du SRCE (cf. les apports de l'équipe AGRICONNECT au SRCE décrit par la DREAL dans le rapport de synthèse), ainsi qu'avec le PNR du Golfe du Morbihan dans le cadre d'un projet animation du PNR avec les agriculteurs.

### 7.3 Déroulement du projet, mise en œuvre de l'interdisciplinarité

Pour intégrer les recherches des différentes équipes et des différentes disciplines nous avons organisé des réunions communes tout au long du projet, réunions d'une journée tous les 6 mois et séminaires de 2 jours tous les ans en résidentiel. Lors de ces rencontres, outre la présentation de l'état d'avancement des travaux, des ateliers interdisciplinaires nous ont permis de retravailler sur des concepts communs et de partager des méthodes sur des objets communs. Parmi les thématiques abordées on trouve : i) les contours géographiques des trames, ii) les définitions et concepts, et rapports droit, science et mise en place des trames, iii) la place de l'agriculture dans les trames, iv) La TVB comme politique publique, la recherche comme appui aux politiques, le rôle d'Agriconnect, dans cette problématique, v) les définitions connectivité et continuité écologique, vi) les échelles décisionnelles et les échelles des processus agronomiques et écologiques.

Ces discussions nous ont permis d'articuler nos recherches à la fois sur des terrains communs qui ont été essentiellement le site de Pleine Fougères de la zone atelier Armorique et le PNR du Golfe du Morbihan, sur des définitions communes même si certaines comme la connectivité et la continuité écologique sont restées polysémiques jusqu'à la fin du projet, pour finalement aboutir à la proposition de prise en compte d'écopaysages englobant ces deux notions. Elles ont permis aussi d'identifier les apports de chaque équipe à la démarche générale et ainsi d'enrichir les recherches de tous.

Le rapport est organisé en deux chapitres, le premier traite de l'identification et du fonctionnement des continuités dans les trois types de trames, et le deuxième des liens entre l'agriculture et les continuités écologiques.

## 8. Chapitre 1: Rôle de la fonctionnalité des trames sur la biodiversité.

### 8.1 Introduction

Les continuités écologiques reposent sur plusieurs types d'organisation des paysages. La plus visible concerne les connections existant entre les éléments semi-naturels permanents. Mais à côté de ces corridors écologiques les mosaïques agricoles montrent des hétérogénéités et des grains variés qui influencent les déplacements et les flux des organismes vivants. L'activité agricole, par le jeu des rotations culturales, participe aussi aux continuités écologiques en rendant plus ou moins favorable la dispersion des organismes. C'est en nous appuyant sur ces divers types de trames que nous avons voulu tester la fonctionnalité des continuités écologiques au sein des paysages agricoles. Dans nos démarches, nous avons d'abord choisi de considérer la trame verte comme un moyen de soutenir globalement la biodiversité en nous focalisant non pas sur des espèces mais sur diverses communautés animales et végétales. Par ailleurs, le grenelle de l'environnement dans sa traduction au travers des SRCE s'est emparé de l'importance de la connectivité pour la biodiversité alors que les bases scientifiques de cette relation sont encore fragiles voire aux effets contradictoires. Cela nous conduit à

tester la fonctionnalité de la connectivité écologique en intégrant de nouveaux outils de mesure mais aussi en considérant les traits écologiques caractérisant les modes de dispersion des espèces des communautés étudiées. Enfin dans une volonté de soutenir une démarche interdisciplinaire nous avons analysé comment le droit pouvait s'emparer de ces connaissances et comment utiliser les outils juridiques pour la protection des éléments favorables aux trames.

Dans une première démarche nous avons testé si les mesures de connectivité étaient sensibles à la prise en compte de la qualité des éléments. Nous avons abordé cet aspect en utilisant des images de télédétection radar à haute résolution spatiale pour voir si la qualité des réseaux de haies qui en est déduite, pouvait améliorer les modèles prédictifs de distribution des communautés de carabes au sein des paysages.

Dans une deuxième démarche nous avons analysé comment la prise en compte de la connectivité fonctionnelle, c'est-à-dire l'évaluation des coûts de dispersion en fonction de la perméabilité de la matrice agricole et des capacités de dispersion des organismes, pouvait améliorer notre prédiction de la biodiversité des éléments stables du paysage de même que les flux entre ces éléments. Nous avons pour cela testé l'intérêt des mesures de distances fonctionnelles (coût de déplacement) pour prédire les communautés de plantes et d'oiseaux des taches boisées et leurs interactions potentielles via la variabilité des flux de graines le long de couloirs de dispersion plus ou moins coûteux. Cette matrice agricole est une mosaïque de cultures, elles-mêmes en interaction pour constituer les trames de type 3. Nos objectifs ont été notamment de voir comment l'organisation spatiale de cette mosaïque influençait les communautés de carabiques des cultures. Nous avons prolongé cette démarche en testant si les données de télédétection radar amélioraient les prédictions issues des données standards issues des images optiques.

La finalité de ces diverses démarches de recherche écologique a eu pour objectif commun de progresser dans les connaissances pouvant aider à terme à définir quelles sous trames mettre en œuvre pour soutenir la biodiversité ordinaire des espaces cultivés.

La troisième démarche de ce premier chapitre vise enfin à analyser comment les outils juridiques peuvent soutenir ces éléments de la connectivité écologique au service de la TVB pour la biodiversité. A terme, ces outils juridiques doivent être en mesure de protéger des espaces ou des éléments du paysage qui assurent les connexions entre les réservoirs. Selon un critère fonctionnel, ils doivent garantir le déplacement des espèces afin qu'elles assurent leur cycle de vie et leur survie. Ainsi, grâce à ces critères, les collectivités compétentes pourront identifier les outils juridiques qui serviront au mieux le dispositif TVB.

## 8.2 - Evaluation du fonctionnement des continuités boisées

### 8.2.1 Apport de la télédétection pour définir la connectivité des réseaux de haies

Les éléments qui constituent les corridors apparaissent hétérogènes quand ils sont observés à une échelle locale, qu'il s'agisse des cultures dont les hétérogénéités intra-parcellaires sont en grande partie liées à des disparités de conditions de croissance, ou des éléments semi-naturels tels que les haies dont l'hétérogénéité s'explique en grande partie par la structure des canopées. Or ces éléments, qui forment des habitats pour les espèces inféodées aux milieux boisés ou aux cultures, sont généralement représentés comme des objets homogènes, parfois même de façon très simplifiée : par exemple les haies sont représentées par des lignes sur les cartes du réseau bocager, que ces cartes soient dérivées d'observations effectuées sur le terrain ou de données de télédétection.

Jusqu'à présent, les cartographies des habitats d'une surface supérieure à quelques hectares ont été réalisées à partir de données de télédétection optiques, qu'il s'agisse de photographies aériennes ou d'images satellites à haute ou à très haute résolution spatiale. Nous avons évalué l'intérêt respectif de ces données pour détecter les haies boisées sur le site de Pleine-Fougères (Vannier et Hubert-Moy, 2014). Les résultats obtenus ont montré d'une part l'intérêt d'exploiter des images mieux résolues spectralement que les orthophotoplans telles que des images SPOT à 5m de résolution spatiale, alors que ces derniers ont une résolution spatiale supérieure (0,50m). Ils ont aussi mis en évidence le potentiel que représente l'exploitation de l'information 3D contenue dans les données LiDAR comparativement à l'information spectrale inhérente aux images satellitaires. Toutefois, si la présence du réseau bocager peut être détectée avec précision, la caractérisation interne des haies ne peut être

explorée avec ce type de données. Les données radar à haute résolution spatiale n'avaient pas encore été exploitées à cette fin, alors que le signal radar a la capacité de pénétrer la canopée.

En outre, si la nature et la qualité de la source des données influent grandement sur la façon dont sont représentés les habitats, le mode de traitement des données joue aussi un rôle important. Par exemple, la plupart des images à haute et très haute résolution spatiale sont classées avec des méthodes orientées objets qui, si elles tirent partie de l'hétérogénéité interne des objets pour les affecter à une classe thématique donnée, les réduisent justement à une information unique qui est le label de la classe en question. Ainsi, l'appartenance ou non d'un objet à la classe « haie bocagère » est généralement la seule information qui est dérivée des images, et l'information contenue dans les images et interne à l'objet est généralement négligée. Par ailleurs, dans la quasi-totalité des cas, une seule méthode de classification est retenue pour classer l'ensemble des objets d'une image. Le choix d'une méthode donnée revient ainsi à trouver un compromis : la méthode donnant la précision de classification la plus élevée pour l'ensemble des classes est sélectionnée alors même que ses résultats sont inférieurs à ceux d'autres méthodes de classification pour chacune des classes à identifier. Il apparaît ainsi nécessaire de considérer le choix du mode de classification non plus sur un ensemble de classes, mais sur chacune des classes considérée isolément. De plus, des travaux ont montré que la fusion d'indicateurs dérivés d'images de télédétection d'un ou plusieurs capteurs améliorerait, de façon substantielle parfois, la précision des classifications. Il apparaît ainsi intéressant d'évaluer la synergie d'images optiques et radar afin d'augmenter le score des classifications des habitats constitués par les cultures obtenu à partir de données optiques ou de données radar respectivement.

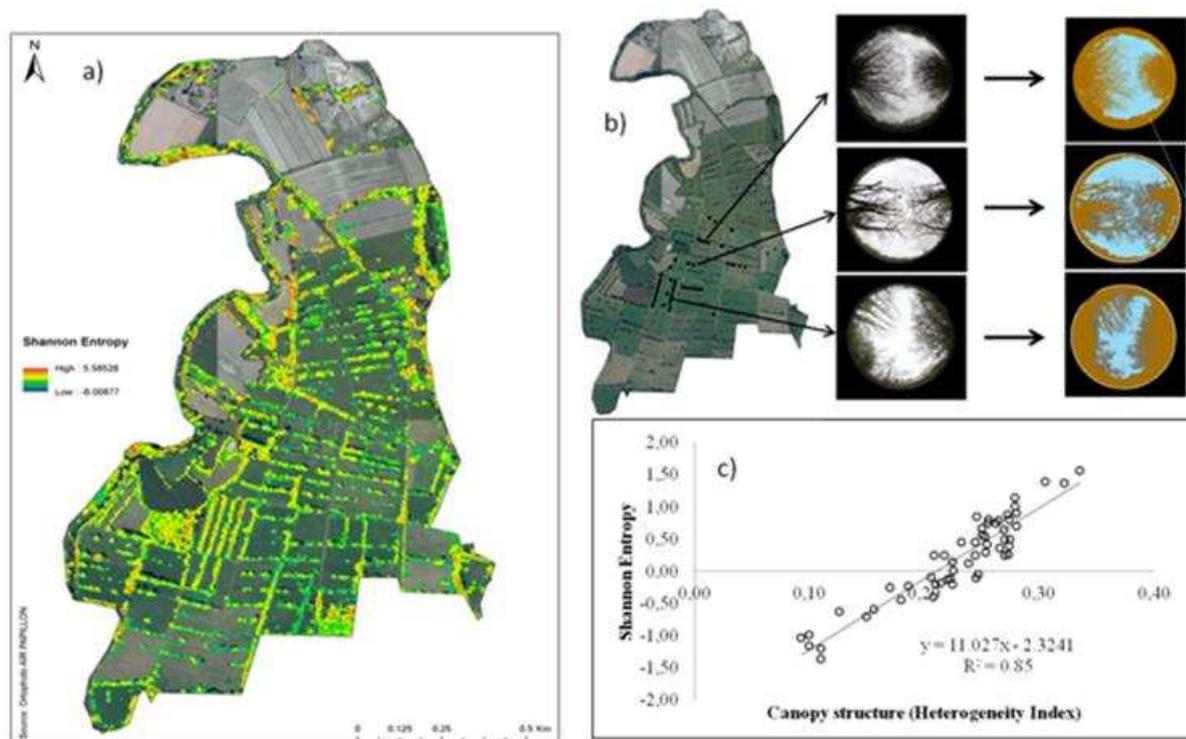


Figure 1: Détermination du degré d'ouverture de la canopée avec une image TERRASAR-X (a) Indice d'entropie de Shannon dérivé de l'image, (b) classification des photos hémisphériques prises au sol dans les haies en deux classes (Ciel et Branches) permettant de déterminer l'hétérogénéité de la structure de la canopée, (c) relation entre les deux métriques (indice d'entropie de Shannon et indice d'hétérogénéité de structure). Pour détails voir Betbeder et al, 2014a.

Nos objectifs pour les habitats boisés ont été : 1- l'identification et la caractérisation des éléments bocagers à une échelle fine à partir d'imagerie radar; 2- l'évaluation de l'information dérivée

des données de télédétection optiques et radar pour caractériser d'une part la structure du réseau et d'autre part la structure interne des haies d'un point de vue écologique. Pour cela, nous avons traité des images TerraSAR-X (Betbeder et al., 2014). Les résultats obtenus ont dans un premier temps démontré le potentiel des images RSO à extraire de manière très précise le réseau bocager ainsi que sa fragmentation (trouées notamment). Dans un second temps nous avons pu établir une relation entre un paramètre polarimétrique, l'entropie de Shannon, et le degré d'ouverture de la canopée des haies mesuré à partir de relevés effectués sur le terrain (Figure 1). Cette information peut s'avérer primordiale pour de nombreuses applications visant à étudier les fonctions des haies comme par exemple la fonction de brise-vent, de régulateur des flux biogéochimiques ou encore sa fonction de corridor écologique.

Nous avons ensuite comparé le potentiel des données radar et des données optiques pour fournir des informations pertinentes permettant d'expliquer la distribution d'une espèce forestière dans un paysage agricole, en l'occurrence les peuplements de carabiques forestiers (Betbeder et al., 2015) (cf 1.2). Nous avons ainsi émis l'hypothèse qu'il était possible de récupérer des informations plus pertinentes à partir de l'imagerie TerraSAR-X que celles dérivées de photographies aériennes ou d'images SPOT-5 pour expliquer la distribution des espèces dans un paysage bocager. En effet, les données radar permettent d'explorer à la fois la structure interne de la haie et la structure du réseau bocager. Ainsi, des métriques non quantifiables à l'aide de mesures terrain ont été calculées à partir des données de télédétection pour étudier la structure du réseau et la structure interne des haies. Les résultats obtenus ont montré le fort potentiel des données de télédétection pour la modélisation de la biodiversité dans les paysages bocagers. Cette étude est la première, à notre connaissance, à explorer le potentiel des images SAR/RSO et plus particulièrement d'un indicateur polarimétrique (l'entropie de Shannon) pour expliquer la distribution spatiale des carabes forestiers. En comparaison avec d'autres données de télédétection telles que des images SPOT-5 et des photographies aériennes, nous avons montré dans cette étude le potentiel de TerraSAR-X pour améliorer les modèles qui visent à expliquer la distribution spatiale des carabes.

#### Application à l'étude des communautés de carabes des réseaux bocagers.

Les réseaux bocagers ont fait l'objet des premiers travaux sur la connectivité dans les paysages agricoles (Baudry & Merriam, 1988). Pourtant, étonnamment, ils ont été délaissés quand les modèles de simulation de connectivité ont été développés. Il nous paraissait donc important de revenir sur ce type de structures, d'autant que les haies sont souvent mises en avant dans les discussions portant sur les continuités écologiques, pour leur fonction de "corridor". La qualification de la structure des haies effectuée avec l'imagerie radar nous a permis d'explorer de nouvelles représentations de la fonctionnalité des paysages, telle que leur perméabilité.

Le fait que la qualité de l'habitat dépende à la fois de l'élément du paysage dont on étudie les espèces et de la structure globale du paysage correspond à une notion de base en écologie du paysage. Cependant, les travaux sur la connectivité au sein des paysages ne prennent généralement en compte que la qualité des éléments, indépendamment les uns des autres pour définir la perméabilité de ces paysages. Cette caractérisation est la plupart du temps faite à dire d'expert (Zeller et al., 2012). Nous avons choisi de caractériser la perméabilité du réseau de haies, la facilité avec laquelle les espèces forestières de carabiques se déplacent, à partir de la qualité des habitats, partant du principe qu'un habitat de qualité sera plus perméable qu'un habitat de moins bonne qualité. Cette démarche utilisée par Stevenson-Holt (2014) paraît en effet être plus efficace que les démarches ne prenant pas la qualité des habitats en considération. La qualité d'habitat des haies dépend à la fois de leur structure propre (densité du couvert des espèces ligneuses) et de la structure du paysage (grain du bocage), comme présenté ci-dessus. Nous avons testé ce qu'apportent que d'une part les informations issues des images radar et d'autre part la prise en compte de la structure du réseau de haies à l'évaluation de la connectivité au sein de ces réseaux de haies.

Nous avons piégé des coléoptères carabiques dans 45 haies situées sur le site de Pleine-Fougères qui est inclus dans la zone atelier Armorique (voir quelques éléments d'écologie de ces insectes coléoptères carabiques dans l'encadré ci-dessous).

***Quelques éléments sur l'écologie des coléoptères carabiques dans les paysages agricoles***

Les coléoptères carabiques comptent parmi les communautés les plus diversifiées et abondantes en milieu agricole (Holland 2002). La durée de vie de ces insectes varie de 1 à 2 ans selon les espèces. En climat tempéré, la majorité des espèces est active du printemps à la fin de l'été / début de l'automne - période à laquelle elles se reproduisent - et hiberne en hiver (Thiele 1977). Dans les paysages agricoles bretons, deux pics d'activité et de reproduction sont principalement observés aux mois de mai-juin ("reproducteurs de printemps") et août-septembre ("reproducteurs d'automne") (Burel 1991). La plupart des espèces se reproduisant au printemps ou à l'automne passent l'hiver sous la forme de larves ou de pupes, bien que certaines espèces puissent hiberner au stade adulte (Thiele 1977).

La distribution et la dynamique des espèces de carabes des paysages agricoles dépendent fortement des exigences écologiques des espèces en termes de spécificité d'habitat et de conditions abiotiques (microclimat et structure de végétation) associées. Ainsi, les espèces de carabes forestiers réalisent la majeure partie de leur cycle de vie dans les éléments boisés des paysages agricoles (haies et bois), bien qu'ils puissent être ponctuellement observés dans les parcelles cultivées adjacentes (Thiele 1977). Cette forte spécificité est liée aux exigences strictes des espèces forestières en termes d'humidité, d'ombrage et de température. Au contraire, d'autres espèces utilisent en alternance les éléments non cultivés et les parcelles cultivées au cours de leur cycle de vie (Thiele 1977). C'est le cas de l'espèce *Pterostichus melanarius* (Illiger), identifiée dans notre étude comme une espèce indicatrice du maïs, et représentant plus des 2/3 des individus piégés dans ces cultures. Cette espèce hiberne à l'état adulte dans les bords de champs herbeux et les haies, et à l'état larvaire (larve et pupa) dans le sol des cultures. Les adultes ayant hiberné dans les bordures des parcelles colonisent les parcelles cultivées au printemps (Holland 2000 ; Thomas 2001) où ils s'alimentent, se reproduisent et pondent jusqu'à l'automne (Fournier 2001; Purvis 2002). Le développement des larves s'effectue dans le sol des cultures pendant l'hiver jusqu'au printemps, période où les jeunes adultes émergent (Purvis 1996). En Bretagne, cette espèce est en général active dans les parcelles cultivées de début mai à fin septembre. Comme pour toutes les espèces de carabes, cette période d'activité est toutefois sujette à des variations interannuelles importantes, en lien avec la variabilité des conditions climatiques.

A partir des images optiques (orthophotoplan, SPOT5 etc.), nous avons intégré une composante de la structure du réseau de haie, le grain. Cette caractéristique des "mailles" du réseau de haies a aussi été utilisée pour calculer la perméabilité du paysage, en intégrant des structures au-delà de la haie. A partir des images radar, nous avons intégré la qualité des haies à deux échelles : au niveau local et au niveau du paysage (% de haies de bonne qualité dans un rayon de 15 m et de 350 m) (tableau 1). A partir de ces différentes métriques nous avons calculé un indicateur de connectivité le DPC Flux. Les résultats ont été obtenus en utilisant les logiciels Graphab et Conefor. On voit que la prise en compte de la qualité des habitats augmente de façon significative le  $r^2$  de la relation entre l'abondance des coléoptères carabiques forestiers et la structure des haies et du paysage. Un des chapitres de la thèse de J. Betbeder (Chapitre 6 reporté en annexe pp. 192-202) décrit l'ensemble de la démarche et des résultats qui sont repris dans l'article en préparation de Betbeder et al intitulé «SAR imagery improves our understanding of landscape connectivity ».

**Tableau 1: Modèles statistiques testés pour l'évaluation de la connectivité du réseau de haies**

Paramètres	Paramètres pris en compte pour caractériser :		
	Structure du réseau + connectivité (structure)	Structure du réseau + connectivité (structure et qualité de l'habitat)	Structure du réseau + connectivité (structure et qualité de l'habitat) + qualité de l'habitat fonctionnel
Distance à la forêt	X	X	X
Grain du paysage 350m	X	X	X
Distance euclidienne	X	X	X
Connectivité intégrant le coût lié au grain du paysage	X	X	X
Connectivité intégrant le coût lié à la qualité des habitats		X	X
Proportion d'habitats favorables $\leq$ 350m			X
	<b>R<sup>2</sup> = 0,60</b>	<b>R<sup>2</sup> = 0,73</b>	<b>R<sup>2</sup> = 0,80</b>

La démarche habituelle de qualification de la perméabilité des paysages considère que tous les éléments du paysage de même type, les haies en l'occurrence, ont une qualité équivalente et que cette qualité ne dépend pas de la structure du réseau. Nos résultats qui intègrent la qualité de l'habitat à plusieurs échelles, constituent une avancée conceptuelle intéressante, même lorsqu'on ne dispose que d'images optiques. Nous observons aussi que dans ce paysage, la qualité de l'habitat à deux échelles (locale et paysagère) est aussi explicative que la connectivité. Ceci est sans doute lié au fait que la distribution des carabes forestier dépend aussi de structures antérieures du paysage (Petit & Burel, 1998).

#### 8.2.2 Prise en compte de la matrice agricole pour les mesures de connectivité des boisements

La mise en place des trames vertes aux échelles régionales ayant pour objectif de favoriser la biodiversité dans son ensemble nous a conduit à nous intéresser, non plus aux populations de quelques espèces, mais aux communautés. Dans le cadre de la TVB, un certain nombre d'espèces déterminantes ont été recensées au niveau des régions appartenant aussi bien aux vertébrés (mammifères, oiseaux et amphibiens) qu'aux invertébrés et aux plantes. Nous avons choisi dans le cadre de ce projet Agriconnect de travailler sur les communautés d'oiseaux et de plantes des boisements en raison de leurs capacités et de leurs modes très contrastés de dispersion de même qu'en raison de leur interaction possible via la zoochorie.

Dans ce programme de recherche nous avons eu pour objectif d'appréhender le rôle de la connectivité structurelle versus connectivité fonctionnelle, de nous placer à l'échelle des communautés et de tester le rôle de la connectivité sur les flux d'espèces. Les questions posées étaient les suivantes :

*Le degré de connectivité impacte-t-il la structure des communautés des habitats sources ?*  
Notre hypothèse était que les boisements isolés peu dépendants des trames présentent une diversité plus faible ou que les communautés d'espèces y seraient différentes de celles des boisements fortement interconnectés au sein de trames.

*La connectivité a-t-elle un effet sur le flux d'espèces qui se dispersent entre deux habitats ?*  
Notre hypothèse était que les flux étaient fonction de la perméabilité des couloirs de dispersion au sein du paysage

Dans les paysages agricoles, les taches boisées sont le refuge pour un nombre important d'espèces animales et végétales. La taille de ces taches boisées est un facteur essentiel de leur diversité mais la question se pose de savoir si cette diversité est aussi fonction des possibilités de dispersion des espèces au sein des matrices cultivées qui les entourent.

Dans une synthèse bibliographique, Davies et Pullin (2006) ont montré que les corridors écologiques pouvaient influencer l'abondance et la diversité des communautés d'oiseaux. Mais le rôle de ces corridors reste encore très controversé (Weldon 2006). Si ce rôle commence à être démontré pour certaines espèces spécialistes, il est encore bien difficile de valider un effet positif global des trames écologiques sur la diversité biologique en général. Selon Hannon et Schmiegelow (2002), si les corridors peuvent être utiles à la conservation des oiseaux, ils semblent avoir toujours peu d'effets compensateurs de la fragmentation des habitats forestiers. Ils ajoutent que l'utilité des corridors pour la conservation de la biodiversité ne pourra être analysée efficacement qu'en tenant compte de ces effets sur divers compartiments de la biodiversité animale et végétale corroborant les recommandations de Tewksbury et al. (2002) de tenir compte des interactions complexes entre espèces pour comprendre les effets cumulés des corridors.

Le potentiel de dispersion des espèces et notamment leurs distances de dispersion respectives déterminent le succès de mouvement (Moilanen & Hanski 2001, Soons & Ozinga 2005). Il est alors intéressant pour étudier l'effet de la connectivité sur la structuration des communautés végétales, de développer une approche fonctionnelle basée sur les modes de dispersion. Les graines des espèces dispersées par les animaux (zoochorie), ont une plus forte probabilité d'être transportées sur de plus grandes distances que les autres modes de dispersion (Vittoz & Engler 2007) et ces espèces, sont vraisemblablement plus à même de connecter les habitats favorables éloignés. L'accent sur ce type de dispersion est donc important pour permettre de comprendre au mieux les relations mutualistes plantes-animaux disperseurs (Tewksbury et al. 2002) en environnement fragmenté et ainsi pouvoir proposer des mesures de conservation de la connectivité favorables pour le maintien des espèces végétales et animales.

#### 8.2.2.1 Conséquence de la connectivité entre bosquets sur la diversité de l'avifaune.

Nous avons analysé l'effet de la connectivité sur les communautés d'oiseaux de petits boisements d'une matrice agricole bocagère. Les mesures de connectivité ont été réalisées à l'aide de la théorie des graphes et des distances fonctionnelles entre les bois tenant compte des capacités moyennes de dispersion des espèces et de la perméabilité de la matrice. Nous avons tout d'abord observé que la richesse, l'abondance et la similarité des communautés répondaient positivement à la taille des boisements. Une fois l'effet taille des boisements connu, nous n'avons pas détecté d'effet significatif de la connectivité sur la richesse ou l'abondance des communautés. Ce résultat peut probablement s'expliquer déjà par la faible variation de la richesse (12 à 20 espèces) entre les bois au sein de notre zone d'étude. De fait, tous les bois montrent un fond commun d'espèces relativement abondantes (voir schéma).

Néanmoins, la prise en compte de la perméabilité de la matrice nous a permis de montrer un effet de la connectivité du paysage sur la similarité des communautés. Ainsi, les bois situés dans une matrice connectée, donc à priori plus perméable pour les espèces forestières, hébergent en plus grand nombre des espèces très spécialistes (voir schéma). Ces espèces peu communes tendent ainsi à singulariser le peuplement de ces boisements bien connectés et à les différencier selon leur niveau d'abondance.

Ces mêmes espèces sont en revanche rarement observées dans les boisements peu connectés, environnés d'une matrice agricole peu favorable à leur dispersion. Ces boisements isolés hébergent, quant à eux, en plus forte abondance, des espèces plus généralistes et assez communes (voir schéma). Ces espèces communes contribuent à augmenter la similarité de ces bois peu connectés. On peut supposer que ces espèces capables d'exploiter les ressources de

la matrice agricole sont plus abondantes autour de ces boisements isolés et s’y installent car la compétition avec les espèces forestières y serait moins marquée que dans les bois connectés.

En conclusion, nos résultats montrent que la taille des boisements est un facteur important de leur diversité. Cet aspect n’est donc pas à négliger dans l’aménagement des paysages puisque qu’augmenter la taille des boisements serait probablement le moyen le plus efficace pour augmenter leur biodiversité. En revanche, si l’augmentation de la connectivité ne semble pas avoir d’effet significatif sur la richesse ou l’abondance des espèces d’oiseaux de ces petits boisements, elle favorise l’installation de quelques espèces spécialistes peu communes et permet le mouvement d’espèces du bois vers la matrice agricole. Inversement, la baisse de connectivité favorise la présence d’espèces plus généralistes de la matrice agricole au sein de ces petits boisements.

D’un point de vue méthodologique, ce travail nous a montré que la prise en compte de la distance fonctionnelle entre les bois (qui tient compte de la rugosité des habitats et des capacités moyennes de dispersion des espèces) apportait une meilleure prédiction de la structure des communautés que la simple distance euclidienne entre les boisements. Ce résultat montre donc que la structure de la matrice agricole peut influencer les mouvements des oiseaux et modifier la structure des communautés dans les éléments boisés. Cette prise en compte de la matrice agricole pourrait devenir cruciale dans les paysages où la fragmentation de l’habitat boisé serait plus importante que dans notre situation d’étude

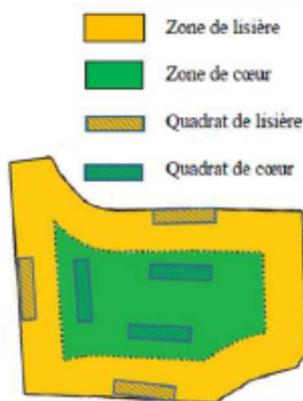


Figure 2 : connectivité des petits boisements et communautés d’oiseaux en paysage agricole

### 8.2.2.2 Application aux communautés végétales de petits boisements au sein d'une matrice agricole

Dans cette partie, nous étudions l'effet de la connectivité sur la structuration fonctionnelle des communautés végétales des petits boisements. Nous posons les hypothèses (1) que la richesse et la diversité des espèces zoochores augmentent lorsque les boisements présentent une connectivité plus forte ; (2) que au sein des espèces zoochores, les espèces ayant des modes de dispersions différents (dyszoochorie, endozoochorie et épizoochorie) vont répondre différemment à la connectivité et cela pour des distances de dispersion différentes.

Pour répondre à ces questions, les communautés végétales ont été échantillonnées au sein des mêmes 25 boisements retenus pour les oiseaux. Pour chaque espèce un pourcentage de recouvrement a été attribué. Le schéma (Figure 3) présente le protocole mis en place.



**Figure 3: Plan d'échantillonnage des bois sélectionnés.**

Le mode de dispersion de chaque espèce a été relevé à l'aide de la base de données BaseFlor. Seules les espèces zoochores ont été étudiées. Au sein des zoochores, trois modes de dispersion ont été retenus : les endozoochores, les épizoochores et les dyszoochores. Pour les zoochores, nous avons calculé la richesse spécifique, le recouvrement total par rapport au sol ainsi que l'indice d'équitabilité de Shannon. Pour les endo-, épi- et dyszoochores, ont été calculés le recouvrement et la richesse totale du groupe rapporté respectivement au recouvrement et à la richesse des zoochores.

Pour caractériser la connectivité propre à chacun des bois échantillonnés, des outils relatifs à la théorie des graphes sont utilisés : nous avons calculé l'indice dFk (Saura & Torné 2009). Quinze distances de dispersion allant de 100m à 1500m avec un intervalle de 100m entre deux distances consécutives ont été calculées. Ces distances permettent de prendre en compte les distances de dispersion longue-distance en considérant tous les vecteurs de dispersion (Vittoz & Engler 2007). Les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel Conefor 2.6 (Saura & Torné 2009, <http://www.conefor.org>).

Pour chacune des 15 distances de dispersion considérées, nous avons testé l'impact de la connectivité (dFk) sur chaque indice de structuration à partir de modèles linéaires en mettant en covariables la surface du bois et en utilisant le critère d'AIC pour mieux définir le/les meilleurs modèles.

## Principaux résultats

### a) Impact du degré de connectivité sur les espèces zoochores

A l'échelle de l'ensemble des zoochores, seule la surface des bois a un effet positif sur la proportion d'espèces zoochores au sein de la communauté totale, que cette proportion soit calculée à partir de la richesse spécifique ou du recouvrement.

### b) Impact du degré de connectivité sur les espèces endozoochores et épizoochores

Pour les espèces endozoochores, nous observons un effet positif de l'interaction connectivité et surface du bois sur le pourcentage de recouvrement au sein des espèces zoochores pour une distance de dispersion médiane de 50m. En revanche, pour la même distance, la connectivité a un effet négatif sur l'équitabilité suggérant une augmentation de la dominance de certaines espèces lorsque les bois sont plus connectés. Cet effet disparaît pour des distances supérieures.

Pour les espèces dyszoochores, seule la surface du bois a un effet sur la proportion d'espèces dyszoochores parmi la communauté des espèces zoochores (en termes de richesse spécifique). La proportion en termes de nombres d'espèces dyszoochores augmentent avec la surface du bois bien que ce résultat soit à nuancer compte-tenu de la gamme de variation de cette variable.

Enfin, les indices de structuration ne dépendent ni de la connectivité ni de la surface du bois pour le groupe des espèces épizoochores.

### c) Discussion :

Nos résultats soulignent que les espèces zoochores ne semblent pas être influencées par le degré de connectivité des bois ce qui apparaît en contradiction avec des précédentes études traitant de l'effet de la connectivité (Grashof-Bokdam 1997). Seule la surface des bois va avoir une influence sur la proportion d'espèces au sein de la communauté présentant une dispersion zoochore, montrant ainsi le rôle de la taille du patch comme indicateur de la capacité d'accueil des espèces animales.

Cependant, des relations significatives sont observables à une échelle plus fine, au niveau des différents modes de dispersions par zoochorie. Nos résultats soulignent l'importance de mettre en place une approche fonctionnelle basée sur les modes de dispersion des plantes.

Seules les endozoochores répondent à la connectivité, parfois en effet d'interaction avec la surface. En effet, contrairement aux épizoochores, la dispersion par endozoochorie est liée directement à un comportement de foraging des animaux qui dispersent les graines. Ce mode de dispersion représente une dispersion active des graines par la préhension « délibérée » des graines par les animaux qui vont ensuite les disperser. L'épizoochorie est au contraire une dispersion passive des graines et ainsi beaucoup plus aléatoire dans son fonctionnement et dans son efficacité. La probabilité d'accrochage d'une graine est vraisemblablement faible comparée à celle de visite de la plante dans le cas d'espèces endozoochores (Schmidt et al. 2004) qui ont développé des stratégies (odeur, couleurs, nutriments) afin d'attirer les animaux et favoriser la consommation (Schulze et al., 2005). La richesse en espèces dyszoochores dépend quant à elle de la surface du bois laissant supposer que les espèces les utilisant dans leur alimentation vont avoir une activité restreinte au patch d'habitat lors de la période de dispersion de ces espèces. Ces espèces végétales présentent en effet une phénologie tardive par rapport aux autres espèces et peuvent ainsi refléter un comportement post-reproduction, souvent moins sujet à forte mobilité.

L'influence de la connectivité sur la structuration des communautés endozoochores ne s'observe que pour des distances très courtes, démontrant la dispersion à courte distance des plantes. A cette distance fonctionnelle de dispersion, la connectivité augmente le recouvrement des espèces endozoochores au sein de la communauté de zoochore et cet effet est accentué par une grande surface des bois. Par ailleurs, une augmentation de connectivité modifie les équilibres compétitifs au sein des communautés

favorisant la dominance de certaines espèces par rapport aux autres endozoochores. Le manque de réponse du nombre d'espèces endozoochores en fonction de la connectivité, peut être lié au comportement alimentaire des animaux qui dispersent les graines. En effet, certains animaux sont généralistes tandis que d'autres sont spécialistes de certaines espèces de plantes (Jordano 2000). Par conséquent, l'abondance des animaux favorisés par la connectivité et la nature de leur régime alimentaire peut ainsi réguler la diversité et la richesse spécifique de ces espèces au sein des bois connectés.

Nous sommes actuellement en train d'affiner les mesures de connectivités sous Conefor en partenariat avec S Saura et A Gil Tena. De nouvelles modalités de calculs vont être testées.

### 8.2.2.3 Application aux mesures des flux de propagules et de disperseurs

Pour caractériser les effets des continuités écologiques sur les flux de graines, pour chaque bois sont assignés, un chemin « non-couteux » correspondant au chemin de moindre coût établi selon la méthode décrite dans la section ci-dessus, ainsi qu'un chemin « couteux », situé à l'opposé du parcours non-couteux, désigné a priori et correspondant à une voie de déplacement défavorable à la dispersion des espèces. Le long de chaque chemin, cinq points d'échantillonnage ont été effectués et sont séparés de 75m.

Deux études ont été réalisées à partir de ces points d'échantillonnage, l'une visant à quantifier et caractériser les flux de graines en ces points, l'autre visant à quantifier le taux de prédation de ces graines et ainsi en inférer la potentielle dispersion par zoochorie.

Pour analyser les flux de graines au sein des chemins couteux et non-couteux, 5 ensembles de 15 pièges à graines ont été positionnés au niveau de chaque point d'échantillonnage. Chaque piège correspond à un carrée de pelouse synthétique (« astroturf ») de 25x25cm utilisé pour la capture des graines (Wolters et al. 2004, Gurnell and Petts., 2006) (Figure 4). Ainsi, 3000 pièges ont été positionnés in situ sur un total de 200 points d'échantillonnage. Deux campagnes de piégeage ont été réalisées (novembre-janvier 2013 ; janvier-avril 2014) afin de couvrir l'ensemble de la période de dispersion

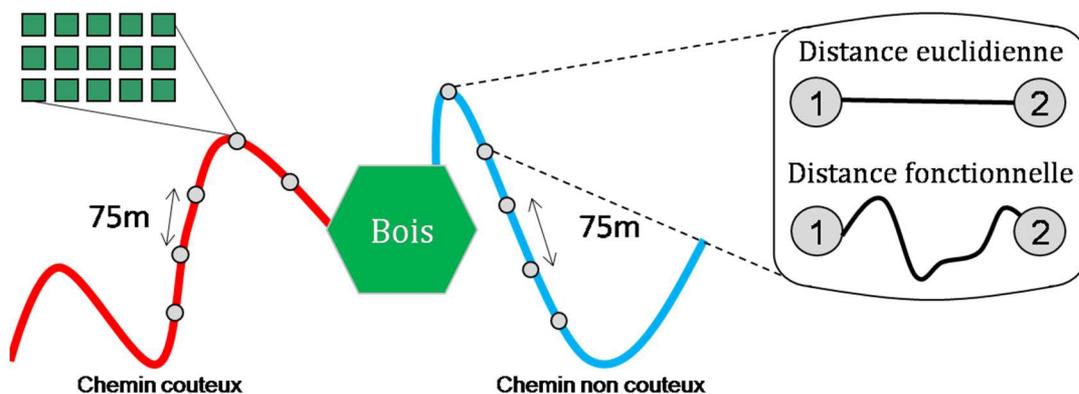


Figure 4: Plan d'échantillonnage des chemins couteux et non couteux. Les carrés verts représentent la disposition des pièges à graines pour un point d'échantillonnage.

Pour chaque piège, les graines ont été récupérées puis triées. Le nombre total de graines pour chaque point d'échantillonnage (ensemble des graines des 15 pièges) est ainsi compté. L'ensemble des graines récoltées est mis à germer en serre selon le protocole de Ter Heerdt et al. (1999) afin d'analyser le nombre de graines viables et la composition spécifique. Le suivi de germination s'est terminé en novembre 2014. Pour analyser les taux d'endozoochorie (prédation des graines), nous avons évalué le taux de prédation des graines en utilisant trois types de graines de tailles différentes. En effet, la prédation peut varier en fonction de la taille de la graine, les grandes graines étant plutôt prédatées par les grands mammifères tandis que les petits organismes tels que les oiseaux préfèrent les graines de petite taille (Fuentes, 2000). Trois types de graines ont donc été sélectionnés selon un

gradient de taille : tournesol (*Helianthus annuus*), sarrasin (*Fagopyrum esculentum*) et millet (*Panicum miliaceum*), et pour être facilement identifiables par rapport aux graines des communautés locales. Le taux de prédation a été calculé sur un lot de 40 graines de chaque espèce constitué de deux réplicats de 20 graines posés sur deux paillassons différents choisis aléatoirement parmi les 15 paillassons. Pour estimer le taux de prédation, les graines ont été comptées 2 et 6 jours après leur dépôt sur les paillassons, ce délai correspondant au délai généralement utilisé pour ce type d'étude (Hulme, 1997). Ce protocole a été réalisé lors de trois campagnes (février 2014, juin 2014, octobre 2014) pour prendre en compte la variabilité saisonnière du comportement des prédateurs. Suite à ces campagnes de terrain, une cartographie fine autour de chaque petit boisement a été réalisée. L'objectif est ici de cartographier finement les haies, les chemins, le parcellaire et les types d'occupation du sol afin d'avoir des mesures de distance structurelle et fonctionnelle adaptées à l'échelle d'étude (c'est-à-dire un point d'échantillonnage tous les 75m). Les résultats de l'analyse des taux d'endozoochorie seront disponibles fin juin 2015 et ceux des flux de graines novembre 2015.

### Conclusion

La dispersion des plantes est un processus compliqué qui demande une compréhension approfondie des comportements de dispersion des différents types de vecteurs faces aux éléments d'un paysage aussi hétérogène et diversifié que les paysages agricoles. L'effet de la structure et de la composition du paysage représenté par la connectivité fonctionnelle permet d'appréhender la dispersion des plantes suivant les modes de dispersion de celles-ci. Les animaux dispersant les graines répondent à cette connectivité et ceci entraîne des modifications de la structuration des communautés végétales au sein des bois. Il est donc intéressant d'étudier au mieux ce type de réponse pour établir des plans de conservation durable de la flore mais également de la faune dans les milieux agricoles.

#### 8.2.3 - Evaluation des continuités entre les cultures et la biodiversité des carabes.

La mise en œuvre des trames vertes dans les territoires ruraux pose la question du rôle des cultures pour le maintien de la biodiversité, et plus particulièrement des types de sous-trames ou continuités à mettre en place selon les formes de biodiversité concernées. Dans les paysages agricoles, en effet, il est de plus en plus admis que la mosaïque des cultures n'est pas neutre vis à vis du déplacement des organismes. Le développement des couverts cultivés influence leur colonisation par des espèces forestières (Fitzgibbon 1997; Ouin et al. 2000), ce qui suggère que la mosaïque cultivée pourrait contribuer aux continuités écologiques pour ces espèces. De plus, la mosaïque cultivée constitue une mosaïque d'habitats pour certaines espèces qui y effectuent tout ou partie de leur cycle de vie, comme c'est le cas pour les espèces impliquées dans la régulation biologique des ravageurs. Pour ces espèces, rares sont les travaux qui ont évalué le rôle des continuités entre couverts cultivés (Varchola et Dunn 1999 ; Maisonhute 2010 ; Vasseur et al. 2013). Ils montrent que la distribution des espèces au sein du paysage pourrait être liée à la proximité entre bordures et cultures, mais également à la connectivité des cultures lorsque leurs couverts sont développés. La connectivité de cultures implantées à des périodes décalées (hiver vs. printemps) pourrait en particulier être déterminante car permettant aux espèces de culture de se déplacer pour trouver les ressources complémentaires nécessaires à leur cycle de vie (Vasseur et al. 2013). La prise en compte de la mosaïque des cultures, en plus des éléments semi-naturels, est donc essentielle pour rendre compte de la réponse des communautés à la connectivité du paysage. Dans ce projet, nos objectifs étaient de déterminer si cette mosaïque peut contribuer à définir des continuités écologiques dans les paysages agricoles. Plus précisément nos questions étaient :

- a) La connectivité des cultures structure-t-elle les communautés d'éléments semi-naturels et celles des milieux cultivés ? Notre hypothèse est que si les espèces d'éléments semi-naturels sont favorisées par la connectivité de ces éléments, les espèces de cultures sont plus favorisées par la connectivité des cultures, en particulier de celles implantées à des périodes décalées. Inversement, la présence de haies entre parcelles de culture peut créer des barrières aux échanges intercultures.

- b) Les espèces se déplacent-elles entre cultures, et entre éléments semi-naturels et cultures, lors que les couverts cultivés sont développés ? Notre hypothèse est que l'on observe des flux d'espèces, des cultures couvert peu développé ou des haies vers les cultures à couvert dense qui leur offrent les ressources nécessaires (habitat, refuge).

Ces questions ont été traitées pour les coléoptères carabiques. La biologie de ce groupe est bien connue (voir encadré paragraphe 1.2) et les communautés de carabes des paysages agricoles présentent l'intérêt d'abriter aussi bien des espèces à caractère forestier, d'intérêt en termes de conservation, que des espèces de culture potentiellement impliquées dans le contrôle de divers bio-agresseurs.

### 8.2.3.1 Influence de la connectivité des cultures à l'échelle du paysage

Afin d'évaluer le rôle de la connectivité du paysage liée aux cultures en comparaison de celle liée aux éléments semi-naturels, deux suivis complémentaires ont été réalisés au nord de l'Ille et Vilaine, dans des paysages variables de par la quantité et l'organisation spatiale (i) des éléments semi-naturels (2011) et (ii) des cultures d'hiver et de printemps (2012). Dans chaque paysage, les carabes ont été piégés dans des bois, haies, prairies permanentes et temporaires, et cultures de blé d'hiver en 2011, et dans des blés et maïs en 2012. Ces données ont été récoltées et exploitées dans le cadre d'une thèse (Duflot 2013) et d'un stage de master 2 (Lalechèère 2014).

#### *Identification préalable des différents types de communautés de carabes présents sur les sites d'étude*

Dans les paysages agricoles bretons, les communautés de carabes sont caractérisées par des spécificités d'habitats et capacités de dispersion contrastées (espèces forestières aptères, peu mobiles ; espèces de milieux ouverts (prairies et/ou cultures), plus mobiles car ailées). Une première étape a donc consisté à identifier des espèces indicatrices de ces différents types de communautés afin de pouvoir évaluer et comparer leurs réponses aux différentes formes de connectivité (méthode IndVal, Dufrene and Legendre, 1997 ; annexe 1). Sur les 79 espèces piégées en 2011 et 2012 (représentant 20172 individus), 34 espèces indicatrices ont ainsi pu être identifiées : 13 espèces indicatrices du maïs, 11 espèces indicatrices du blé, 6 espèces indicatrices d'éléments boisés (bois et haies regroupés) et 4 espèces indicatrices de prairies (prairies permanentes et temporaires regroupées).

#### *Analyse des effets de la connectivité du paysage sur les différents types de communautés de carabes*

Dans un deuxième temps, nous avons testé les effets des différentes formes de connectivité (connectivité des éléments semi-naturels vs. connectivité des cultures) sur la diversité locale des quatre types de communautés (abondances totales de carabes au sein des éléments boisés, prairiaux, blés et maïs). Pour cela, deux métriques ont été calculées dans des rayons de 50, 250 et 500m autour des points d'échantillonnage : une métrique de connectivité spatiale tenant compte de la surface et de l'éloignement (distance) des éléments paysagers (Hanski et Thomas 1994) et une mesure d'adjacence directe entre éléments (longueur d'interfaces ou lisières). Ces métriques ont été complétées avec des métriques de composition paysagère (pourcentages et diversité d'occupations du sol). L'ensemble des métriques ont été calculées avec le logiciel Chloé2012 développé dans le cadre d'Agriconnect (Boussard and Baudry, 2014).

Les résultats de l'étude ont mis en évidence des réponses contrastées des communautés indicatrices des éléments boisés et de celles indicatrices des maïs à la structure des paysages (tableau ci-dessous; annexe 3). Les abondances d'espèces de maïs au sein de ces cultures sont favorisées par la connectivité des blés d'hiver et des maïs (longueurs d'interfaces entre ces cultures dans un rayon de 500m). Notre hypothèse est que les adjacences entre ces couverts cultivés permettent aux carabes de se déplacer pour compléter leurs ressources (Vasseur et al. 2013 ; Burel et al. 2013). Les abondances de ces carabes sont par contre réduites dans des paysages caractérisés par un réseau d'éléments boisés

connectés (500m), peut-être du fait d'un effet barrière de ces éléments sur les flux d'espèces de cultures.

**Tableau:** Résultats des analyses (modèles linéaires mixtes généralisés) testant les effets des métriques paysagères sur l'abondances des espèces indicatrices des éléments boisés et des espèces indicatrices de maïs. *Conn.* : métrique de connectivité spatiale ; *Diversité* : métrique de diversité de Shannon ; *Interf.* : longueurs d'interfaces.

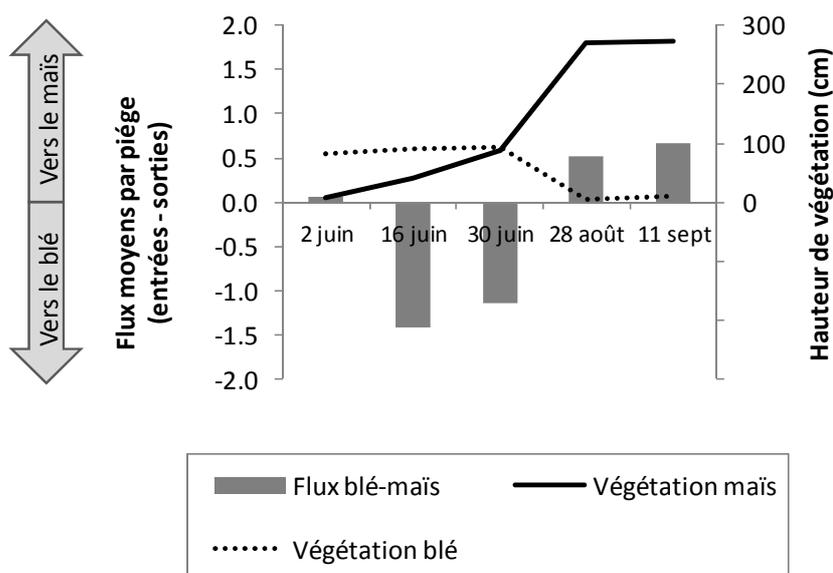
Communauté	AICc	Pseudo R <sup>2</sup>	Variable	Coefficient	Valeur Z	Valeur P
Eléments boisés	566.12	0.484	Constante	5.43E-01	1.68	NS
			Conn_Prairie_50	6.80E-05	1.54	NS
			Conn_Boisé_50	3.49E-04	7.03	<0.001
			Diversité_50	1.37E+00	4.3	<0.001
Maïs	440.43	0.480	Constante	4.98E+00	23.72	<0.001
			Conn_Boisé_500	-7.05E-06	-4.42	<0.001
			Intef_Blé-Maïs_500	6.78E-04	3.42	<0.001

A l'inverse, les abondances d'espèces d'éléments boisés ne sont pas influencées par la connectivité des cultures. Elles sont favorisées dans des environnements paysagers immédiats (50m) diversifiés en termes d'occupations du sol et caractérisés par une connectivité spatiale élevée des éléments boisés. Ces derniers résultats confirment les acquis de précédents travaux ayant montré le rôle de la connectivité du réseau de haies pour la dispersion des espèces forestières (Petit et Burel 1998). Aucun effet des métriques paysagères testées n'a été constaté pour les espèces indicatrices des prairies ou des blés.

### 8.2.3.2 Flux d'espèces entre cultures et état des couverts cultivés

Des expérimentations complémentaires ont été réalisées en 2014 afin de décrire plus finement les déplacements de carabes aux interfaces entre éléments semi-naturels (haies) et cultures, ainsi qu'entre cultures complémentaires (blés d'hiver et maïs). L'objectif était de confirmer ou infirmer l'hypothèse que les carabes se déplacent vers les cultures qui présentent un couvert cultivé dense. Pour cela, un suivi fin des déplacements des carabes a été réalisé au moyen de pièges à interception directionnels disposés aux interfaces entre éléments.

Les résultats de ces suivis ont montré que les carabes (espèces de cultures piégées en majorité) se déplacent plus fréquemment entre cultures ( $6.3 \pm 1.1$  ind.) qu'entre cultures et leurs bordures ( $4.0 \pm 0.5$  ind.). Ces flux sont préférentiellement orientés des cultures à couvert peu développé vers les cultures à couvert dense tout au long de la période d'activité des carabes (figure 5) : en juin et juillet, des maïs dont le sol est nu vers les blés d'hiver à végétation denses, puis après la récolte des blés d'hiver, des blés vers les maïs dont le couvert est développé. Ces résultats confirment donc l'hypothèse de mouvements de complémentarité des ressources entre cultures d'hiver et de printemps (Burel et al. 2013), et pourraient expliquer les effets positifs, à une échelle spatiale plus large, des continuités entre ces cultures sur les carabes. Ce travail fait l'objet d'une publication en préparation (voir annexes).



**Figure 5:** Orientation des flux de carabes (entrées - sorties moyennes de carabes par piège) aux interfaces entre cultures de blés d'hiver et de maïs, et hauteur de la végétation (en cm) des cultures.

#### 8.2.3.2.1 : Dynamique intra-annuelle des peuplements de carabes dans des parcelles de maïs

Dans le cadre des travaux menés pour évaluer le potentiel des données de télédétection pour identifier des continuités écologiques, la caractérisation des éléments paysagers a été abordée en analysant les différences dans les dynamiques intra-annuelles des peuplements de carabiques au sein d'une même culture (maïs) selon l'environnement de cette culture, avec plus ou moins de haies et d'interfaces directes entre cultures. Notre hypothèse était que les haies sont des obstacles aux échanges entre parcelles. Par conséquent, une variabilité plus importante des peuplements au cours de l'année doit être observée dans les situations où les cultures de maïs sont en interface directe avec une autre culture ayant une phénologie différente (généralement une céréale d'hiver) que quand elles en sont séparées par une haie. Dans le premier cas, les carabes qui sont des auxiliaires peuvent se déplacer, après la récolte, d'une culture à une autre toujours en place. Ces hypothèses ont été confirmées par les résultats présentés ci-dessus.

Pour conduire ce test de connectivité, nous avons, dans un premier temps, étudié la façon dont l'imagerie radar permet de qualifier les couverts cultivés.

Nous avons exploré la fusion de données entre une série temporelle d'images radar et une série temporelle d'images optiques (Betbeder et al., 2014). Les résultats ont montré que 1) les profils temporels des paramètres radar permettent de bien identifier la phénologie des cultures ; 2) la fusion de paramètres polarimétriques et d'intensité dérivé des images SAR permet une très bonne classification des types de culture ( $\kappa > 0.80$ ); 3) les indicateurs polarimétriques sont, quelle que soit la classe considérée, nécessaires à une bonne classification de l'occupation du sol en milieu agricole et enfin 4) les données optiques ne se sont pas avérées utiles, le niveau de précision de classification obtenu en intégrant ces données n'étant pas supérieur à celui qui avait été obtenu en utilisant les données radar exclusivement.

Le maïs restant en place tout l'été était la culture permettant de tester notre hypothèse.

Nous avons piégé les coléoptères carabiques dans 39 parcelles de maïs du site de Pleine-Fougères selon un gradient de voisinage allant de la haie dense à l'interface directe avec une autre culture. Nous avons testé l'influence des variables de voisinage et du paysage, en considérant le temps comme une covariable intégrant la dynamique naturelle des populations. Pour le test des images radar, nous avons

aussi utilisé l'état du couvert de la parcelle de maïs et l'état des parcelles voisines. Nous avons d'abord testé un seuil de qualité de haie influençant les dynamiques. Il apparaît qu'une haie "dense" du point de vue des carabes des champs doit être plus dense (entropie de Shannon plus élevée) qu'une haie dense constituant un habitat de qualité pour les carabes forestiers. Ceci signifie qu'une "haie corridor" pour les carabes forestiers n'est pas nécessairement une barrière pour les carabes des champs. Les routes sont aussi des barrières.

Les résultats, obtenus par Analyse Canonique des Correspondances, montrent que la variabilité intra annuelle des assemblages de carabes est d'autant plus forte que la longueur des interfaces entre les parcelles de maïs échantillonnées et une autre culture est importante. Ceci est renforcé par la quantité d'interface entre cultures différentes dans un rayon de 500 m. Au total, les variables caractérisant le voisinage de la parcelle et le paysage dans un rayon de 500 m expliquent 39% de la variance de la composition et de la dynamique des peuplements de carabiques dans les parcelles de maïs quand seules les variables dérivées de l'orthophotoplan sont utilisées. Quand on prend en compte les informations fournies par l'image radar (qualité des haies, phénologie du maïs et des blés adjacents, on explique 49% de la variance.

Ainsi, des cultures présentant des phénologies différentes sont complémentaires et il existe des continuités à l'intérieur d'une mosaïque de cultures diversifiées. Cette mosaïque peut se trouver dans un paysage de bocage et fonctionner non seulement par les échanges entre cultures mais aussi avec les haies dont la strate herbacée est connue pour être un habitat refuge pour les coléoptères carabiques.

#### 8.2.3.2.2 Conclusion

Notre étude sur les carabes montre que la composition et l'organisation spatiale de la mosaïque cultivée peut jouer un rôle pour différents types de communautés. Les continuités entre différents couverts cultivés semblent en particulier être structurantes pour les déplacements des espèces de culture et leurs abondances au sein des paysages agricoles. Au contraire, les continuités entre éléments semi-naturels boisés favorisent d'autres types d'espèces, à caractère forestiers. Ces résultats soulèvent de nouvelles perspectives concernant le type de sous-trame à mettre en œuvre pour promouvoir la biodiversité ordinaire présente au sein de la mosaïque cultivée, mais également un point de vigilance concernant d'éventuels antagonismes de gestion selon les formes de biodiversité ciblées.

#### 8.4 – Réglementation sur les éléments du paysage

Selon la perspective écologique, le paysage correspond « à une portion de terrain, une mosaïque qui résulte d'une association de différents éléments qui interagissent entre les uns avec les autres »<sup>1</sup>. En droit, le paysage est principalement protégé pour ses caractéristiques esthétiques, culturelles et non pour ces dynamiques mises en avant par l'écologie du paysage (loi Paysage de 1993 par exemple). Néanmoins, faute de ne pas protéger cet aspect fonctionnel du paysage, le droit reconnaît et préserve certaines de ses composantes de manière isolée<sup>2</sup>. Par exemple, les droits international, européen et national ont très vite reconnu l'importance des zones humides identifiées par l'écologie comme élément du paysage. Une première définition juridique de la zone humide est exprimée dans la Convention RAMSAR adoptée en 1971 ; une deuxième est ensuite retenue par le code de l'environnement. A cette reconnaissance juridique, s'ajoute la mise en place d'une protection. Concernant les zones humides, les SDAGE, codifiés aux articles L.212-1 et suivants du code de l'environnement, doivent intégrer des dispositions favorables à leur préservation. De ce fait, il existe un véritable panel d'outils juridiques<sup>3</sup> pour protéger les éléments du paysage dont l'importance est reconnue par le droit. Ces instruments proviennent tant du code de l'environnement que du code rural

---

<sup>1</sup> Françoise BUREL, Jacques BAUDRY, *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, Paris, TEC & DOC, 1999, p.53

<sup>2</sup>Annexe n°1 : L'approche juridique des éléments du paysage identifiés par l'écologie du paysage.

Annexe n°2 : les éléments du paysage et leur protection juridique

<sup>3</sup>Annexe n°3 : schéma relatif aux outils de protection des éléments du paysage

Annexe n°4 : Fiches opérationnelles

ou forestier ou de l'urbanisme, et correspondent à une diversité de méthodes, de régimes juridiques, d'acteurs pouvant être impliqués, ainsi que de degrés de force contraignante<sup>4</sup> (annexe 3).

Face à cette diversité, deux problèmes juridiques se posent : le premier tient aux définitions de base du dispositif ; le second au choix des outils.

#### 8.4.1. Des définitions à contenu variable

Dans le dispositif juridique relatif aux TVB, le législateur a inscrit et traduit, dans le code de l'environnement, quelques définitions et concepts écologiques. Selon l'article R.379-19, « *les continuités écologiques constituant la TVB comprennent des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques* ». Il est précisé à l'article L.371, II, 1° que les réservoirs de biodiversité sont formés de « *tout ou partie des espaces protégés au titre du présent livre et du titre Ier du livre IV ainsi que les espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité* ». De même, à l'article L.371, II, 2°, 3°, les corridors écologiques sont définis comme « *constitués des espaces naturels ou semi-naturels ainsi que des formations végétales linéaires ou ponctuelles, permettant de relier les espaces mentionnés au 1°(ci-dessus) (...) des surfaces mentionnées au I de l'article L.211-14* ». L'article R.371-19 ajoute que « *les corridors peuvent être linéaires, discontinus ou paysagers* ». Autrement dit, la TVB forme un ensemble de continuités écologiques correspondant à une association d'éléments du paysage divers et variés, identifiés comme réservoirs de biodiversité et/ou comme corridors écologiques.

Cet ensemble de définitions renseigne sur la manière dont le législateur perçoit les éléments du paysage. Globalement, ils sont assimilés aux espaces déjà protégés juridiquement. Par exemple, les espaces préservés par la loi Littoral du 3 janvier 1986 ou ceux compris dans les parcs nationaux sont identifiés comme composantes de la TVB.

Si ces choix opérés par le législateur peuvent offrir une très grande marge de manœuvre tant juridique qu'écologique aux acteurs, ils laissent place à de nombreuses incertitudes : qu'entend-on par « *espaces importants pour la préservation de la biodiversité* » (Article L.371, II, 1°) ? Certes, cette expression ouvre la possibilité aux organes compétents d'intégrer les espaces naturels importants pour l'environnement autres que ceux déjà définis et protégés par la législation, mais elle n'est assortie d'aucune méthodologie et peut être à l'origine d'une certaine insécurité juridique. Le code de l'environnement renvoie à une vision assez floue de la TVB pouvant être un frein pour les juristes, notamment pour les juges, qui ont besoin de définitions explicites puisqu'elles vont déterminer le champ d'application de la protection.

#### 8.4.2. Le choix des outils à mettre en œuvre

Afin de mettre en œuvre le dispositif TVB, le législateur a fait le choix de mobiliser « *des outils existants ou à venir au titre de dispositifs législatifs, réglementaires ou contractuels distincts de leurs fondements de la démarche TVB mais qui peuvent contribuer à la préservation et à la remise en état des continuités écologiques* »<sup>5</sup>.

Ainsi, les outils juridiques traditionnels de protection des éléments du paysage peuvent directement ou indirectement servir la protection des continuités écologiques. Par exemple, la protection des formations linéaires boisées, initiée par l'article 17 de la loi Paysage de 1993, permet la protection des structures végétales linéaires – haies, plantations d'alignement, talus, fossés et berges – généralement identifiées comme corridors écologiques (articles L.126-3 et suivants du code rural et de la pêche maritime). Ce type de classement constitue une protection extrêmement efficace puisqu'il soumet toute destruction de ces éléments à autorisation sous peine d'une amende importante. En outre, il peut s'appliquer tant à des haies déjà existantes qu'à des projets de plantations nouvelles. Cela pourrait s'avérer très utile dans le cadre de la création d'une continuité écologique.

---

<sup>4</sup> Allant de la simple orientation au respect d'obligations et de prescriptions

<sup>5</sup> Décret n° 2014-45 du 20 janvier 2014 portant adoption des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques

D'un point de vue stratégique, il faut donc que les organes compétents mobilisent les bons outils juridiques pour obtenir une protection efficace des continuités écologiques. Ces outils doivent contribuer à préserver des unités fonctionnelles, soit des structures paysagères (ensemble d'éléments du paysage), qui sont utilisées par une espèce pour accomplir son cycle de vie. Dès lors, avant d'intégrer ces outils à la TVB, devront être identifiés les bénéfices réels qu'ils apportent à la trame. Selon les orientations nationales, certains outils sont automatiquement intégrés au dispositif du fait de l'évidence de leur plus-value (cœur de parc national par exemple)<sup>6</sup>. *A contrario*, d'autres devront faire l'objet d'un examen. Or, le législateur ne donne aucune précision quant à la méthode qu'il convient d'utiliser pour effectuer ledit examen.

Au regard des objectifs du dispositif TVB – un objectif avant tout fonctionnel – il apparaît que les outils juridiques préexistants doivent répondre à quatre critères pour être identifiés en tant que « réservoirs », « corridors » ou les deux. Ces critères sont examinés à la lumière de plusieurs paramètres régionaux et nationaux<sup>7</sup>. Pour être qualifié de réservoir de biodiversité, l'outil juridique analysé doit d'abord répondre à un critère structurel : ledit outil doit protéger un espace dans lequel la biodiversité, qu'elle soit rare ou commune, menacées ou non, est la plus riche ou du moins la mieux représentée. Puis, selon un critère fonctionnel, cet outil doit préserver un espace où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie et où les habitats naturels peuvent assurer leur fonctionnement. Pour être identifié comme corridor écologique, un outil juridique doit, selon un critère structurel, protéger des espaces ou éléments du paysage qui assurent la connexion entre les réservoirs. Selon un critère fonctionnel, il doit garantir le déplacement des espèces afin qu'elles assurent leur cycle de vie et leur survie. Ainsi, grâce à ces critères, les organes compétents pourront identifier les outils juridiques qui serviront au mieux le dispositif TVB.

---

<sup>6</sup>Annexe n°5 : Espaces identifiés automatiquement comme réservoir de biodiversité.

Annexe n°6 : Espaces et éléments de paysage identifiés automatiquement comme corridors écologiques.

Annexe n°7 : Espaces et éléments de paysage devant faire l'objet d'un examen afin d'intégrer le dispositif TVB.

<sup>7</sup> Localisation et caractéristiques de la biodiversité du milieu étudié, présence ou non d'activités humaines, présence ou non de certaines espèces jugées sensibles à la fragmentation, etc.

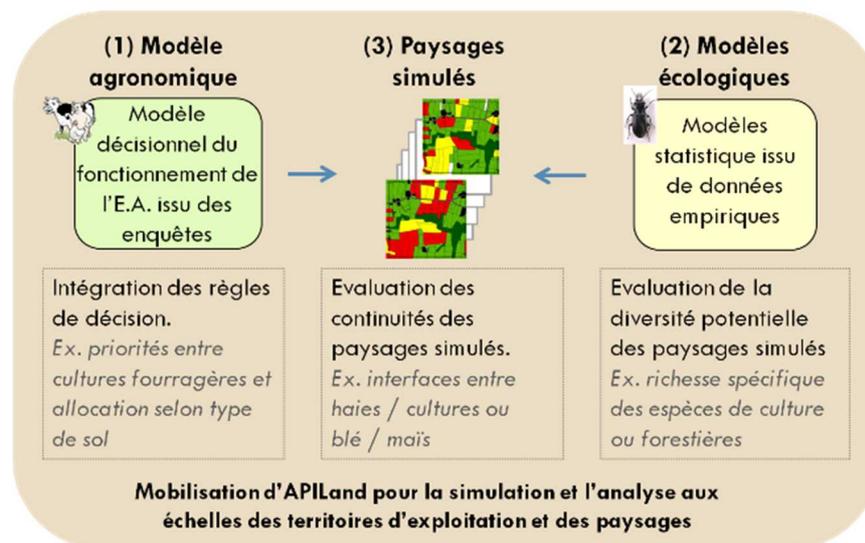
## 9. Chapitre 2 : les continuités écologiques et l'agriculture

Dans le premier chapitre de ce rapport nous avons mis en évidence l'intérêt des continuités écologiques entre les couverts cultivés des parcelles, continuités qui peuvent avoir un rôle complémentaires à celles entre éléments semi-naturels. Partant de ce constat nous examinons dans la première partie de ce chapitre le rôle que peuvent jouer les exploitations agricoles sur la création de continuités écologiques entre couverts cultivés. Pour cela nous mettons en œuvre une démarche de modélisation – simulation à l'échelle du paysage. Puis dans une seconde partie, nous démontrons que le droit actuel ne met à disposition que des moyens pouvant porter sur les continuités écologiques entre éléments semi-naturels, que ce soit le droit urbain ou rural, hormis la PAC qui peut favoriser une certaine diversité d'assolement. Ceci montre la nécessité de réfléchir à de nouveaux outils juridiques pour prendre en compte les spécificités des continuités écologiques entre couverts cultivés. Enfin, dans une troisième partie, nous exposons les résultats d'une étude ethno-sociologique portant sur la question de l'appropriation du concept de continuité écologique par les agriculteurs. Cette étude met en évidence que les continuités écologiques entre couverts sont rarement évoquées par les agriculteurs à l'inverse de celles entre zones non-cultivées. L'influence qu'a l'agriculture sur ces continuités écologiques ne va ainsi pas de soi. Des actions dédiées pour mettre évidence leur rôle et aussi montrer à des groupes d'agriculteurs comment collectivement ils ont un impact sur les continuités entre couverts seraient nécessaires.

### 9.1 Diversité des systèmes de production agricole et diversité des communautés carabiques

#### 1.1.1 Introduction

Dans la partie 3 du chapitre 1, nous avons mis en évidence le rôle des couverts cultivés du paysage pour différents types de communautés carabiques. Ce rôle s'exprime à la fois par l'organisation spatiale de certains couverts cultivés (blés d'hiver et maïs) et par leur diversité au sein du paysage. Les couverts implantés dans les parcelles agricoles d'un paysage sont le résultat de choix d'agriculteurs, qui dépendent de facteurs externes liés aux caractéristiques environnementales et agronomiques des parcelles agricoles et de l'organisation du parcellaire des exploitations mais aussi en raison de considérations socio-économiques et juridiques telles que celles contenues dans la PAC. Ainsi, notre objectif a été d'analyser dans le contexte breton (et sa diversité de densité bocagère), l'effet des choix de production sur la structuration de la mosaïque paysagère et la biodiversité associée. En Bretagne, les exploitations agricoles sont principalement des exploitations de polyculture-élevage avec une dominante des élevages laitiers, porcins et avicoles. Si les assolements des systèmes de grandes cultures et des systèmes d'élevage laitier sont bien connus, ceux des systèmes porcins, avicoles et des systèmes combinant plusieurs ateliers sont peu décrits (Benoit 1990 ; Garcia et al, 2005). Nous nous sommes donc focalisés sur ces types d'élevage et avons mis en œuvre une démarche de modélisation en trois étapes : 1. Modéliser l'allocation spatio-temporelle des couverts cultivés dans des exploitations d'élevage ; 2. Modéliser l'abondance des carabes forestiers et de culture dans des paysages agricoles ; 3. Modéliser et simuler des paysages agricoles et leurs effets sur les communautés de carabes par couplage des deux approches précédentes (Figure 6). Ce dispositif repose sur des analyses empiriques et sur le cadre de modélisation fourni par APILand (Boussard et al 2010), qui est une plateforme JAVA de simulation de paysage développée au SAD-Paysage. Il permet de tester l'hypothèse qu'une combinaison de systèmes de production animale permet de générer plus de continuités écologiques entre cultures au sein des paysages agricoles que des paysages dominés par un même type de production.



**Figure 6 : Démarche de modélisation utilisée dans le projet Agriconnect**

### 9.1.2 Vers une méthode de compréhension et de reproduction des décisions d'allocation spatio-temporelle des couverts cultivés.

Afin de pouvoir simuler de manière réaliste l'allocation des cultures sur le parcellaire d'une exploitation d'élevage nous avons développé une méthode permettant de formaliser les règles de décision d'un agriculteur. Cette méthode allie enquête et modélisation / simulation. La première étape est une enquête qui consiste à caractériser le parcellaire de l'exploitation et à recueillir les principales règles de décision de l'agriculteur. Pour cette première enquête nous nous sommes basés sur les travaux de Maxime et al (1995) et Schaller (2012) pour la partie agronomique complétés par une partie portant sur la conduite de l'élevage, en particulier l'alimentation. Ces règles servent ensuite à paramétrer un simulateur d'allocation de couvert pluri-annuel que nous avons développé à l'aide de la librairie JAVA CHOCO3 qui implémente les fonctionnalités du formalisme CSP (Constraint Satisfaction Problems) et intégré dans la plateforme APILand. Pour ce travail nous avons combiné les fonctionnalités du logiciel LandsFACTS (Castellazzi et al. 2010) et la souplesse du formalisme CSP (Akplogan et al. 2012). Nous utilisons alors ce simulateur pour générer un ensemble d'allocation pour le parcellaire de l'exploitation pour 5 années. Au sein de cet ensemble nous identifions des motifs fréquents (ex.: 3 ans de maïs sur une parcelle) et des motifs rares (ex.: les 2/3 de la SAU en blé). Avec ces données nous retournons chez l'éleveur pour discuter sur la base de ces motifs. La visualisation des cartes permet alors à l'agriculteur de préciser ses règles de décision en invalidant certains des motifs proposés. Les motifs fréquents permettent de tester un fonctionnement usuel de l'agriculteur et les motifs rares ont permis de définir les limites des règles de décision et la validité de l'absence d'un maximum de surface annuelle pour chaque culture.

Nous avons ainsi enquêté 13 exploitations présentant diverses combinaisons de productions animales (Roche et al. 2013). A partir de ces données nous avons pu identifier des règles d'allocation des couverts communes à tous les systèmes d'élevage : elles intègrent i/ une surface minimale par culture conditionnée par les choix d'alimentation des animaux et ii/ une répartition spatiale dépendante de la distance aux moyens de production (salle de traite, fosse à lisier, hangar...) et des caractéristiques agronomiques des sols, confirmant sur ce point les travaux de Brunschwig et al. (2006). Nous avons pu ainsi classer les exploitations en fonction (1) de la contrainte imposée par les besoins en couverts (la somme des surfaces minimales (en ha) de chaque couvert requises annuellement pour l'alimentation du troupeau est inférieure ou supérieure à 75% de la SAU), (2) du caractère groupé du parcellaire autour des bâtiments et (3) de l'hydromorphie des parcelles. Ces résultats ont alimenté le modèle d'allocation de couverts. Nous avons ensuite mis en œuvre les étapes suivantes chez deux éleveurs ayant des assolements très différenciés : un éleveur porcin et un éleveur laitier. Dans le premier cas l'exploitation est peu contrainte, avec 50% de surfaces minimales alors que dans le second

cas c'est l'inverse, avec 90% de surfaces minimales. Dans chacun des cas, la représentation des décisions d'assolements a dû être modifiée pour prendre en compte certaines caractéristiques non évoquées lors du premier entretien : dans le cas porcin nous avons dû modifier les valeurs minimales des couverts, dans le cas laitier c'est la durée des prairies et leur surface minimale autour du siège qui ont été revues.

### 9.1.3 Vers l'échelle du paysage

#### a) Présentation des modèles écologiques mobilisés

Afin de pouvoir simuler les abondances de carabes, nous avons mobilisé les deux modèles statistiques élaborés dans la partie 3 du chapitre 1:

- le premier modèle expliquait les abondances d'espèces indicatrices des maïs dans ces cultures par les longueurs d'interfaces entre céréales d'hiver et maïs, et par la connectivité des éléments boisés :

$$N_{\text{Boisé}} = \exp(5.4e^{-01} + 6.8e^{-05} \times \text{Conn\_Prairie\_50} + 6.8e^{-05} \times \text{Conn\_Boisé\_50} + 6.8e^{-05} \times \text{Diversité\_50})$$

- le deuxième modèle expliquait les abondances d'espèces indicatrices d'éléments boisés dans les haies et bois par la connectivité des éléments boisés et des prairies, et la diversité des occupations du sol :

$$N_{\text{Maïs}} = \exp(4.9 + -7.1^{-06} \times \text{Conn\_Boisé\_500} + 6.8e^{-04} \times \text{Interf\_Blé-Maïs\_500})$$

Afin de s'assurer que ces deux modèles pouvaient être mobilisés à des fins prédictives, nous avons évalué leur capacité prédictive par (i) une mesure de RMSEP ("Root Mean Square Error of Prediction") et (ii) une comparaison des valeurs observées et prédites par les modèles. Ces analyses ont révélé des erreurs des prédictions d'un point de vue quantitatif (surestimation des abondances :  $\text{RMSEP}_{\text{Maïs}} = 80.3$  individus,  $\text{RMSEP}_{\text{Boisé}} = 20$  individus) mais des corrélations satisfaisantes entre les valeurs observées et les valeurs prédites par les modèles (Annexe 2). Les deux modèles peuvent donc être mobilisés à des fins prédictives pour comparer les paysages simulés, tandis que les prédictions doivent être interprétées avec prudence d'un point de vue quantitatif.

#### b) Mise en place des paysages

L'objectif de cette étape est de sélectionner pour la simulation des paysages contrastés en termes de densité de bocage et d'éléments boisés en utilisant des données réelles pour la structure du paysage (structure parcellaire, réseau routier et bocage). Afin de pouvoir utiliser les 2 modèles écologiques ( $N_{\text{Boisé}}$  et  $N_{\text{Maïs}}$ ) dans un cadre de simulation, il nous fallait des informations spatiales contenues dans des fenêtres circulaires respectivement de 50m et 500m de rayon, c'est pourquoi nos zones d'études devaient intégrer une portion d'espace continue de 1 km de diamètre à minima, que nous appelons "zone d'étude (1km de diamètre)". Nous avons donc mobilisé différentes sources de données pour créer deux paysages contenant chacun une zone d'étude (1 km de diamètre) : la carte régionale des bois et haies produite par le laboratoire LETG et le RPG (Registre Parcellaire Graphique) ont permis de sélectionner deux sites avec des densités contrastées d'éléments boisés et minimisant le nombre d'exploitations couvrant 90% de la SAU du paysage. Afin de satisfaire l'ensemble des contraintes spatiales et d'explorer une large étendue spatiale pour notre sélection de paysages, nous avons adopté une méthode d'analyse spatiale par fenêtre glissante reposant sur le logiciel Chloe2012 (Boussard et Baudry, 2014). Enfin, nous avons utilisé des photographies aériennes et des images satellites pour redécouper les îlots du RPG en parcelles et positionner le siège de chaque exploitation. Nous disposons ainsi de deux sites paysagers contrastés pour la densité du bocage (Figure 7) que nous appelons site "ouvert" et site "fermé", chacun des sites rassemblant huit exploitations.



		Site bocager (gauche)	Site ouvert (droite)
Données sur le paysage central	Surface agricole (%)	62.1%	86.8%
	Bois et haies (%)	30%	6.5%
Données sur l'ensemble des exploitations	Taille moyenne des parcelles	1.1 ha	2.9 ha
	Distance de la parcelle la plus éloignée du centre du paysage	10 km	26 km

Figure 7 : paysages sélectionnés pour la simulation

#### 9.1.4 (pré)Simulation des allocations de cultures et application des modèles écologiques

Pour chacune des 8 exploitations des 2 sites, nous avons ensuite pu paramétrer et simuler le modèle agronomique via les règles de décision des deux types d'exploitations validées précédemment (porc et lait) (Annexe 4).

Enfin, les deux modèles écologiques ont été utilisés pour simuler les abondances de carabes :

- modèle des espèces de maïs : au centroïde de la zone d'étude (1 km de diamètre)
- modèle des espèces d'éléments boisés : dans des points contenus dans des haies réparties dans chaque paysage (5 points dans le site "ouvert" et 29 points dans le site "fermé"). En effet les analyses paysagères pour le modèle boisé se faisant dans des cercles de 100m de diamètre seulement, nous avons dû intégrer plusieurs points afin d'observer une variabilité des réponses.

#### c) Simulations des scénarios agricoles et évaluation écologiques

##### *Méthode de simulation de l'ensemble, présentation des scénarios :*

Afin d'étudier un gradient d'agencements de systèmes de production dans la zone d'étude (cercle de 1 km de diamètre) et son impact sur nos modèles écologiques, nous avons mis en place un plan d'expérience intégrant exhaustivement l'ensemble des possibilités de paramétrage pour les 8 exploitations présentes en chaque site. Chaque exploitation est donc, tour à tour, paramétrée en système "porcin" ou en système "laitier". Ceci nous donne 256 scénarios possibles, allant d'un premier scénario "tout porcin" à un dernier "tout laitier". Pour chacun de ces scénarios, et pour pallier à la variabilité des réponses du modèles, nous avons fait 250 répliques de simulation de 5 années chacune (Annexe 5). L'outil utilisé pour cette phase de simulation/évaluation à l'échelle du paysage est un simulateur APILand qui fonctionne au pas de temps annuel. En effet 1/ le méta-modèle de paysage au cœur d'APILand développé dans le cadre de la thèse de Chloé Vasseur (Vasseur et al, 1013) nous a permis de spécifier notre besoin de représentation logique de l'espace continu contenant une trame

non-agricole, des territoires d'exploitations et la présence d'une zone d'étude et 2/ les outils de simulation temporelle d'APILand ont permis le couplage de nos 2 modèles en interaction. Ainsi, pour chaque année le simulateur a pour tâche 1/ de récupérer et d'agencer spatialement les assolements (pré)simulés pour chaque exploitation et 2/ d'évaluer par une méthode d'analyse paysagère la valeur des différents modèles écologiques au sein de la zone de 1km. Différentes sorties cartographiques et fichiers textes/tabulaires ont été générés pour l'analyse/interprétation des résultats.

Cette méthode pour la mise en place du plan d'expérience a été utilisée 3 fois : 1/ sur le site "ouvert", 2/ sur le site "fermé", 3/ sur le site "ouvert" avec déplacement d'un siège d'exploitation au sein de la zone d'étude (1 km de diamètre).

### *Les assolements et longueurs d'interface dans les paysages ouverts et fermés*

#### a/ Variabilité inter scénarios

Les assolements moyens observés à l'échelle du site sont dépendants de la proportion de la SAU dans l'un ou l'autre système de production (figure 8a) à l'exclusion de la surface en prairie permanente qui est constante. Les scénarios ayant les mêmes surfaces gérées par une/des exploitation(s) laitière(s) ont donc des assolements proches. Cette relation n'est pas aussi forte dans le cercle de 1km (Figure 8b). Ceci s'explique par le fait que la surface d'une exploitation dans le cercle n'aura pas le même assolement que le reste de l'exploitation à cause des règles d'organisation spatiale des couverts. Ainsi si une petite exploitation a son siège à proximité du cercle d'analyse, la prairie sera sur représentée dans les parcelles proches du siège (et donc dans le cercle) et sous représentée dans les parcelles éloignées du siège. Une petite exploitation peut donc plus faire varier la proportion de prairie dans le cercle d'analyse qu'une grande exploitation ayant son siège loin du cercle. En conséquence les types de systèmes agricoles présents dans le paysage orientent les assolements mais ne permettent pas d'évaluer l'assolement dans le cercle. C'est ce que nous avons montré avec l'expérience où nous avons rapproché du cercle le siège de l'exploitation 4, changeant ainsi l'assolement dans le cercle (Figure 8c). Concernant les longueurs d'interfaces entre céréales d'hiver et maïs, elles dépendent de la proportion et de l'organisation spatiale de ces couverts dans le paysage. Les systèmes porcins favorisant les cultures d'hiver, ils génèrent plus d'interfaces de ce type que les systèmes laitiers (Figure 9). De même le paysage fermé de par un nombre plus important de haies et de plus de parcelles en prairie permanente présente moins d'interfaces entre céréales d'hiver et maïs par rapport au paysage ouvert. Mais la relation n'est pas totalement corrélée au pourcentage de la SAU du cercle d'analyse gérée par une exploitation laitière à cause des règles spatiales liées à l'emplacement du siège de l'exploitation.

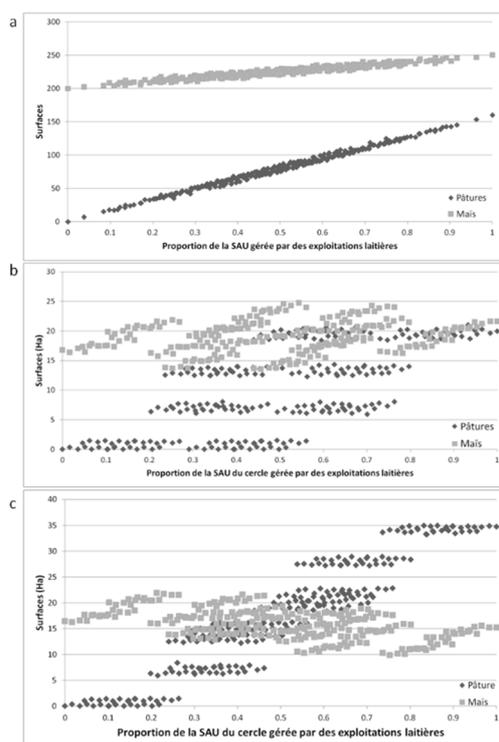


Figure 8 : Evolution en fonction de la proportion de la surface gérée par des exploitations laitières de la part de maïs et de prairie pâturée dans a/ la zone simulée, b/ le cercle de 1km et c/ le cercle de 1km avec le siège de l'exploitation 4 proche du cercle

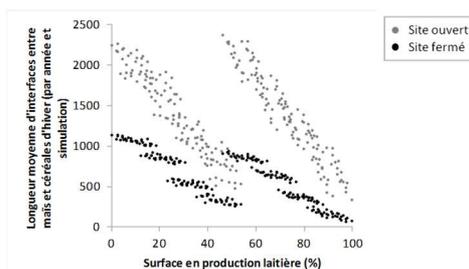


Figure 9 : Longueurs d'interfaces entre céréales d'hiver et maïs (mesurées dans un rayon de 500m autour des points de simulation écologique) dans les paysages ouvert et fermé, en fonction de la surface en production laitière

### b/ Variabilité intra scénario

Nous pouvons identifier deux formes de variabilité intra-scénarios : une variabilité interannuelle liée aux règles de succession et une variabilité inter-réplicats liée au fait qu'une culture une année donnée peut être allouée à une diversité de parcelles et que le modèle en choisit une au hasard tant que cela respecte les contraintes données.

La variabilité de la surface cumulée sur 5 ans de chacun des couverts, à l'échelle de l'ensemble de la zone simulée, est faible entre les simulations. Par contre la surface annuelle par couvert fluctue parfois de façon importante (dans un rapport de 1 à 4 pour certains scénarios). Il apparaît donc important de considérer une séquence temporelle et non une année moyenne : la figure 10 illustre la diversité de cette variabilité interannuelle entre les simulations et permet de repérer des simulations avec une faible ou une forte variabilité.

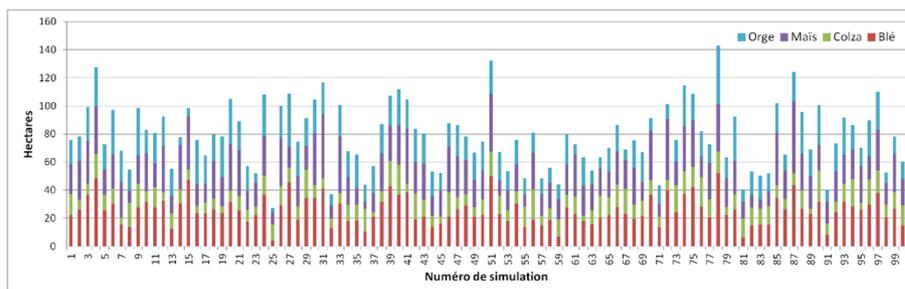


Figure 10 : Variabilité interannuelle de la surface des différents couverts pour les premiers répliques (scénario tout porcin, paysage ouvert)

A l'échelle d'un cercle de 1km de rayon les surfaces sont beaucoup plus variables que ce soit sur 5 ans ou par année. Ceci s'explique, comme nous l'avons vu précédemment, par la différence entre l'assolement sur la SAU dans le cercle et l'assolement de l'exploitation. Comme à l'échelle de la zone simulée, on trouve des simulations avec des années aux assolements plus ou moins variables. Mais il n'y a aucune relation entre ces deux formes de variabilités (Figure 11). Les longueurs d'interfaces entre céréales d'hiver et maïs fluctuent elles aussi entre les années de façon importante (coefficient de variation moyen : 37%) avec des simulations où cette variabilité est forte et d'autres où elle est faible. Cette variabilité interannuelle des longueurs d'interfaces entre cultures d'hiver et maïs n'est pas corrélée à la variabilité interannuelle des surfaces des couverts ( $r^2$  variant de 0.05 à 0.20 selon le scénario et le paysage), démontrant l'importance de l'organisation spatiale des couverts pour les interfaces.

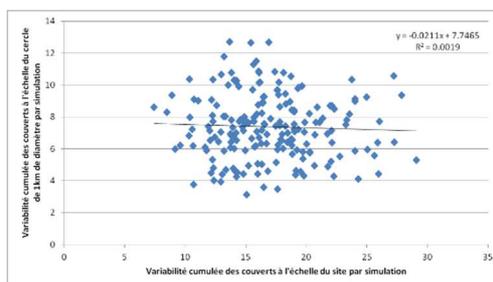


Figure 11 : Variabilité interannuelle cumulée par simulation dans le cercle de 1km en fonction de celle dans le site total (scénario tout laitier, paysage fermé)

La variabilité des surfaces des différentes cultures entre les répliques d'un même scénario est présentée Figure 12. On voit une très forte variabilité de ces surfaces ce qui indique qu'au sein d'un scénario, il existe des marges de manœuvre pour produire des paysages plus ou moins diversifiés du point de vue des couverts. Ces différences d'assolement se traduisent par une variabilité des longueurs d'interface céréale d'hiver/Maïs (Figure 12) liée à la proportion et l'agencement spatial des couverts. Ainsi, si la variabilité inter-scénarios reste plus importante (la longueur d'interface est en moyenne de 2400m à 400m selon les scénarios dans le paysage ouvert, Figure 9), il reste possible de faire varier les longueurs d'interface au sein d'un scénario (de 66 à 2285m selon les répliques pour le scénario présenté dans la Figure 12).

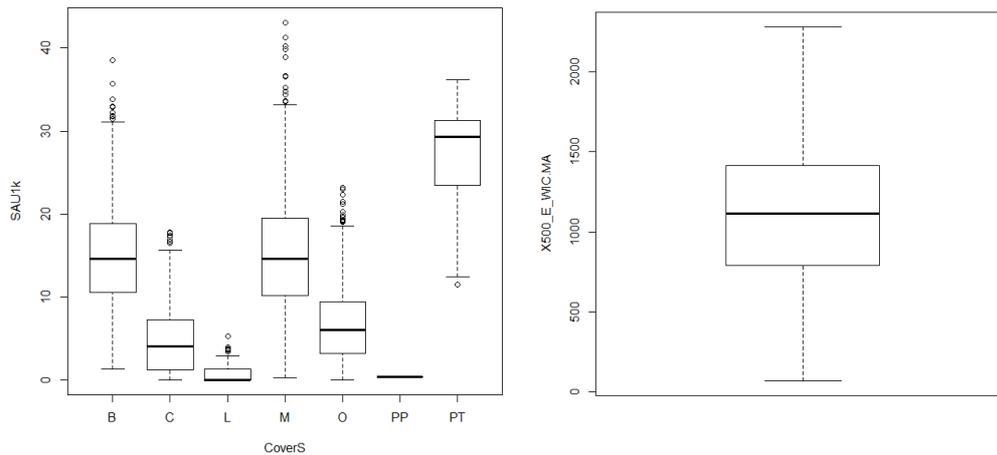
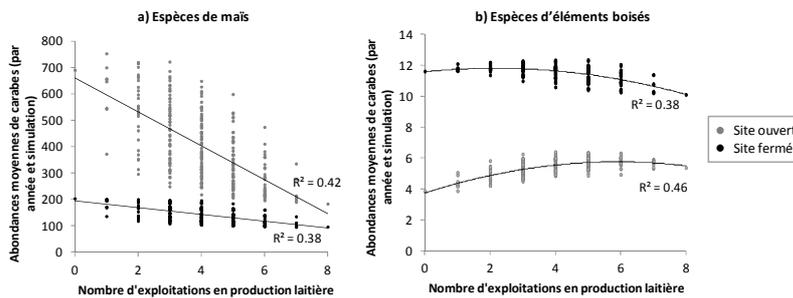


Figure 12 : La figure de gauche présente la dispersion des surfaces de chacun des couverts (B: Blé, C: Colza, L: Luzerne, M: Maïs, O: Orge, PP: Prairie permanente, PT: Prairie temporaire) au sein d'un scénario mixte du paysage ouvert (scénario n° 205). La figure de droite présente la dispersion de la longueur d'interface céréale d'hiver/Maïs dans le même scénario.

d) Les évaluations écologiques des scénarios

La figure 12 représente les abondances prédites de carabes de maïs et d'éléments boisés dans les deux types de paysages simulés (ouvert vs fermé) en fonction du nombre d'exploitations (de 1 à 8) ou de la surface des paysages (en %) en production laitière. Les résultats montrent des réponses contrastées entre les deux groupes d'espèces. Les carabes de maïs sont moins abondants lorsque le nombre d'exploitations en production laitière au sein des paysages simulés augmente. Cela s'explique par le fait que le passage d'une production porcine à une production laitière au niveau de l'exploitation se traduit par une diminution des interfaces entre maïs et céréales d'hiver comme nous l'avons expliqué précédemment. Ces résultats, bien qu'observés dans les deux types de paysages, sont plus marqués dans le paysage ouvert, ceci en cohérence avec la structure de ces paysages (%d'éléments semi-naturels, boisés et prairies permanentes plus importants dans le paysage fermé). A l'inverse il n'y a pas de relation nette entre le pourcentage de surface en production laitière au sein des paysages et les abondances de carabes de maïs, qui s'organisent plus selon deux courbes distinctes le long du gradient de surface. Cette différenciation est liée à des contributions différentes des exploitations présentes au sein des paysages à l'organisation des cultures.



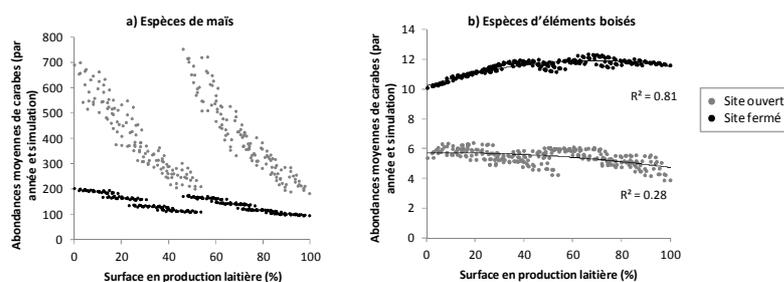


Figure 13 : Abondances prédites par les modèles concernant les espèces indicatrices de maïs (a) et d'éléments boisés (b) dans les paysages ouvert et fermé, en fonction du nombre d'exploitations ou de la surface en production laitière.

Nous avons calculé la contribution d'une exploitation afin de caractériser l'effet qu'elle a sur le modèle écologique lorsque l'exploitation passe d'un système porcin à un système laitier (Annexe 6). La contribution d'une exploitation exprime ainsi une différence d'abondance moyenne des carabes entre les deux systèmes de production. Pour le paysage ouvert (voir tableau 2) on observe bien une contribution moyenne corrélée à la surface dans le cercle : les exploitations ayant plus de 15 ha de surface dans le cercle d'analyse ont les contributions relatives les plus fortes à l'inverse des exploitations ayant moins de 3.5 ha de surface dans le cercle. Cependant, les différences de contributions des exploitations ayant plus de 3.5 ha dans le cercle ne s'expliquent uniquement par la surface comme le montre le tableau 2.

	Variables calculées pour le site d'analyse				Contribution relative
	SAU (ha)	Interface (m)	SAU min en prairie (ha)	SAU max en prairie (ha)	
EA2	16.6	2 544	1.9	16.6	230.1
EA4	20.5	2 829	0.0	20.5	122.9
EA1	14.3	1 484	0.0	14.2	72.7
EA9	4.7	1115	0.0	4.7	42.2
EA6	2.5	345	0.0	2.5	16.4
EA3	1.2	222	0.0	1.2	16.2
EA7	3.2	1177	0.0	3.2	14.1
EA8	7.3	713	0.0	0.0	0.1

Tableau 2: contribution relative des exploitations pour le site ouvert (SAU = surface agricole utile / Contribution relative = abondance moyenne, voir annexe 6)

Un autre facteur important à considérer est la répartition spatiale des parcelles où de l'herbe peut être implantée lorsque le système laitier est affecté à l'exploitation, la zone cultivable (ZC). Si la ZC est essentiellement dans le cercle d'analyse, en système laitier l'herbe sera implantée fréquemment sur les parcelles dans le cercle ce qui entraînera une baisse des interfaces entre cultures et donc une forte contribution relative en comparaison d'une exploitation ayant autant ou plus de surface dans le cercle. C'est le cas, dans le site ouvert, des exploitations 9 et 2. En comparaison de l'exploitation 8, l'exploitation 9 a en effet une contribution relative plus élevée bien qu'ayant une SAU dans le site plus petite. Mais elle a la possibilité d'implanter jusque 4.7 ha de prairie dans le site alors que l'exploitation 8 ne peut pas en implanter. Par ailleurs l'exploitation 9 présente 400 m d'interface supplémentaires. Pour l'exploitation 2 en comparaison de l'exploitation 4, la différence provient de la surface minimale en prairie : l'exploitation 2 doit en implanter tous les ans un minimum de quasi 2ha, ce qui n'est pas le cas de l'exploitation 4. L'exploitation 2 présente également plus de 1000 m d'interfaces supplémentaires que l'exploitation 1 montrant ainsi son rôle central dans le cercle d'analyse. En termes de contribution des exploitations les résultats du paysage ouvert sont confirmés pour le paysage fermé.

Mais les couverts dans les parcelles voisines d'autres exploitations sont également un facteur à considérer pour ce paysage. La proximité de prairies permanentes autour des parcelles d'une exploitation diminue la contribution relative de l'exploitation, en raison de l'impossibilité d'avoir une interface entre cultures. Ainsi la contribution potentielle d'une exploitation est directement liée aux prairies, que ce soit leur surface ou leur organisation, au sein de l'exploitation mais aussi sur les parcelles connexes à celles de l'exploitation. Nous avons calculé la contribution d'une exploitation afin de caractériser l'effet qu'elle a sur le modèle écologique lorsque l'exploitation passe d'un système porcin à un système laitier (Annexe 6). La contribution d'une exploitation exprime ainsi une différence d'abondance moyenne des carabes entre les deux systèmes de production. Pour le paysage ouvert (Figure 13) on observe bien une contribution moyenne corrélée à la surface dans le cercle : les exploitations ayant plus de 15 ha de surface dans le cercle d'analyse ont les contributions relatives les plus fortes à l'inverse des exploitations ayant moins de 3.5 ha de surface dans le cercle. Cependant, les différences de contributions des exploitations ayant plus de 3.5 ha dans le cercle ne s'expliquent uniquement par la surface comme le montre la figure 8. Un autre facteur est important à considérer est la répartition spatiale des parcelles où de l'herbe peut être implantée lorsque le système laitier est affecté à l'exploitation, la zone cultivable (ZC). Si la ZC est essentiellement dans le cercle d'analyse, en système laitier l'herbe sera implantée fréquemment sur les parcelles dans le cercle ce qui entraînera une baisse des interfaces entre cultures et donc une forte contribution relative en comparaison d'une exploitation ayant autant ou plus de surface dans le cercle. C'est le cas, dans le site ouvert, des exploitations 8 et 2 sur la figure 8. En termes de contribution des exploitations les résultats du paysage ouvert sont confirmés pour le paysage fermé. Mais les couverts dans les parcelles voisines d'autres exploitations sont également un facteur à considérer pour ce paysage. La proximité de prairies des parcelles d'une exploitation diminue la contribution relative de l'exploitation, en raison de la diminution du potentiel d'interface entre cultures. Ainsi la contribution potentielle d'une exploitation est directement liée aux prairies, que ce soit leur surface ou leur organisation, au sein de l'exploitation mais aussi sur les parcelles connexes à celles de l'exploitation.

Concernant les carabes d'éléments boisés, le changement de système de production a des effets différents selon le type de paysage (ouvert vs. fermé). Dans le paysage fermé, ces carabes sont légèrement moins abondants lorsque le nombre d'exploitations en production laitière augmente, alors que la tendance inverse est observée dans le paysage ouvert. Ces variations d'abondances reflètent les variations de diversité paysagère des occupations du sol. Contrairement aux espèces de maïs, les espèces d'éléments boisés présentent une réponse aux changements de pourcentages de surfaces en production laitière : leurs abondances sont favorisées pour des pourcentages de production laitière intermédiaires, avoisinant les 50 à 60%, dans le paysage fermé, alors que l'effet de la répartition des systèmes de production est peu marqué dans le paysage ouvert. Pour les deux groupes d'espèces, les différences marquées entre les deux types de paysages - ouvert vs. fermé - s'expliquent par des effets antagonistes de la connectivité des éléments boisés ainsi que par des différences de surfaces en prairies permanentes : les carabes de maïs sont ainsi toujours plus abondants dans le paysage ouvert (effet négatif de la connectivité des éléments boisés), alors que les carabes d'éléments boisés sont plus favorisés dans le paysage fermé (effet positif de la connectivité de ces éléments).

### e) Conclusion

L'adoption d'une démarche de modélisation agro-écologique a permis de produire de nouvelles connaissances agronomiques sur les règles de décision d'allocation spatialisée des couverts selon le système de production en zone d'élevage intensif. Elle permet aussi de quantifier les effets de différentes combinaisons de systèmes de production agricole (laitiers / porcins) sur différentes communautés de carabes. Nous avons pu montrer que la dominance des systèmes de production porcins au détriment des systèmes laitiers contribue à générer des continuités entre couverts cultivés, bénéfiques aux espèces de cultures. Au contraire, une diversité de systèmes agricoles semble nécessaire pour favoriser les espèces des éléments semi-naturels boisés, au moins dans les paysages à

bocage dense. Il paraît donc pertinent de réfléchir les mesures de gestion de la biodiversité au niveau de plusieurs exploitations agricoles. Cependant nous observons une large variabilité spatiale et temporelle des continuités générées par une même combinaison de systèmes (liée au décalage entre l'échelle de l'exploitation et celle de l'évaluation écologique). En particulier pour un scénario, donc à systèmes de production fixés, nous avons montré qu'il existait une variabilité des assolements dans le paysage analysé, variabilité qui reflète l'existence de marges de manœuvre pour organiser différemment les couverts et favoriser tel ou tel type de biodiversité. Ces marges de manœuvre sont cependant : i) à organiser avec plusieurs exploitations ; ii) à analyser dans le temps car les choix d'assolement d'une année sont dépendants des choix des années précédentes ; iii) à réfléchir en fonction de l'organisation des parcelles des exploitations et des règles d'allocation des couverts associées, certaines exploitations ayant un rôle plus important que d'autres comme nous l'avons illustré par l'analyse des contributions relatives. Ces résultats confirment ceux de (Joannon et al 2008 ; Thenail et al 2009) qui ont également montré que certains systèmes de production laissent des marges de manœuvre pour raisonner l'allocation des cultures. Le modèle développé dans le cadre de ce projet est avant tout à destination des chercheurs. Mais en perspective, il pourrait évoluer pour en faire un outil permettant de réfléchir à la coordination d'assolement entre agriculteurs. Il est à noter que ces marges de manœuvre sont d'autant plus intéressantes qu'elles ne remettent pas en cause les orientations de production. Il est vrai que modifier les systèmes de production aurait des répercussions plus marquées sur la biodiversité, mais de tels changements seraient à réfléchir en lien avec les projets des agriculteurs et l'environnement socio-économique tout comme pédo-climatique, les rendant complexes à mettre en œuvre.

### 9.2 Les outils juridiques et les corridors écologiques en milieu agricole

La loi du 12 juillet 2010 dite Grenelle II a clairement désigné les documents de planification urbaine – schémas de cohérence territoriale, plans locaux d'urbanisme et cartes communales- comme devant être les vecteurs privilégiés de la préservation et de la remise en bon état des continuités écologiques (C.env.L.371-3 ; C.urb., art.L.121-1) (A). Toutefois l'appropriation par le droit de l'urbanisme n'est pas suffisante, tout particulièrement lorsque les continuités écologiques doivent être protégées dans les espaces agricoles. En effet, le respect de l'habilitation législative interdit aux documents d'urbanisme la réglementation de la plupart des pratiques culturales ou d'élevage. Il est alors indispensable que des mécanismes issus du droit rural soient mobilisés à titre complémentaire, de manière à prendre en considération les spécificités de l'activité agricole (B).

#### 9.2.1- Le droit de la planification urbaine (ou le droit de l'urbanisme) : La prise en charge de la TVB par le PLU en zone agricole

Les SCOT, PLU et cartes sont les documents d'urbanisme les plus généralistes. Ils embrassent la problématique de l'aménagement dans ses acceptions les plus riches, ce qui inclut la dimension écologique et plus particulièrement le maintien d'une biodiversité optimale. Toutefois, leur mobilisation pour protéger la TVB s'est effectuée dans un contexte complexe à plusieurs égards. La programmation dans le temps s'avère, tout d'abord, très sophistiquée. En application de l'article L121-1 du code de l'urbanisme, les SCOT, PLU approuvés ou mis en révision après le 11 juillet 2011 ont du définir des mesures pour protéger et remettre en état la trame verte et bleue. Les autres documents devront mettre en œuvre cette obligation avant le 1<sup>er</sup> janvier 2017, notamment pour prendre en compte<sup>8</sup> le schéma régional de cohérence écologique, identifié par la loi Grenelle II comme le document dédié TVB (C.envir., art.L.371-3 créé par L.2010-788, 12 juill.2010, art.129,V, JO 13 juill.). Toutefois, le SRCE ne s'impose qu'aux seuls SCOT, ces derniers faisant écran à une

---

<sup>8</sup> La prise en compte constitue la relation d'autorité juridique minimale entre deux normes ou documents. En cela elle diffère du lien de compatibilité et a fortiori de celui de conformité. La juridiction administrative considère qu'au titre de la prise en compte un projet contraire aux orientations de la norme qu'il faut prendre en compte peut cependant être autorisé si l'intérêt général le justifie : CE 9 juin 2004, n°254174 ; CE 28 juill.2004, N°256511 ; CE 17 mars 2010, n°311443.

opposabilité directe aux PLU<sup>9</sup>. Ce parti pris législatif risque d'être à l'origine d'un report dans le temps de la protection de la trame par les PLU.

L'identification des trames par les documents d'urbanisme est, en outre, rendue délicate par le différentiel entre les échelles mobilisées par les documents. En effet, seul le PLU est un document lisible à la parcelle, de manière à pouvoir imposer en toute légalité, des contraintes d'utilisation des sols précises. Garantir la continuité des flux écologiques identifiés au 1/100.000<sup>e</sup> par le SRCE dans un PLU utilisant une échelle comprise entre 1/2500<sup>e</sup> et 1/5000<sup>e</sup> ne va pas de soi, d'autant que la flexibilité du PLU reste limitée au regard des évolutions parfois rapides des considérations écologiques. Ainsi, il n'est pas imaginable, en raison d'impératifs élémentaires de sécurité juridique, de définir un PLU saisonnier correspondant aux évolutions des corridors écologiques.

La recherche a été circonscrite aux potentialités de protection et de gestion de la TVB par les PLU dans les zones agricoles délimitées par ces documents (Mémoire et rapport de stage rédigés par Jennifer Rouxel. Rennes sept.2014 ; v.documents annexés). Le PLU, document de planification urbaine le plus précis est, en effet, doté des aptitudes à régler les plus étendues. Ce sont ces aptitudes et leurs alternatives dans la mise en œuvre qui ont été étudiées car le législateur n'a pas enrichi l'instrumentation technique. Les communes et intercommunalités peuvent privilégier une protection minimale et standardisée (A) ou préférer définir un zonage « corridor » (2), selon le degré d'investissement de leurs auteurs<sup>10</sup>.

### 9.2.2 La mise en œuvre des techniques habituelles de préservation des éléments paysagers remarquables dans les espaces agricoles

La première approche consiste à mobiliser des zonages « tout terrain » qui ne nécessitent pas la rédaction d'un règlement littéral.

#### a/Le recours aux zonages espaces boisés classés et éléments de paysage à préserver

Le dispositif des espaces boisés classés « EBC » (C.urb., art.L.130-1 et s.) et celui des éléments de paysage à préserver (C.urb., art.L.123-1-5, III, 2<sup>o</sup>) sont utilisables dans toutes les zones identifiées par le PLU. Ils permettent une protection prenant en compte les formes différentes des trames : linéaires, en pas japonais, arbre isolé,... ; le premier étant toutefois circonscrit aux boisements existants ou à créer. La recherche a mis en évidence la possibilité, en zone agricole classique du PLU, de mobiliser simultanément les deux techniques pour un même élément de trame telles que les haies. Les haies essentielles de la trame verte sont identifiées « EBC » et bénéficient du régime juridique le plus strict ; les réseaux de haies secondaires sont protégés au titre des éléments de paysage à conserver (PLU intercommunal de Saint-James).

#### b. Des régimes juridiques simplifiés

EBC et éléments de paysage à conserver doivent être identifiés de manière précise par les documents graphiques des PLU, mais leur régime juridique est, par principe, fixé a priori par la loi. Il en est de même s'agissant des emplacements réservés dont la loi « ALUR » autorise l'usage pour la TVB (C.urb., art.L.123-1-5, V). La définition d'autres règles de sauvegarde par le règlement littéral du PLU est interdite pour les EBC et emplacements réservés, elle est subsidiaire s'agissant des éléments de paysage<sup>11</sup>. La standardisation du régime juridique ne permet pas la prise en considération des spécificités des trames propres aux espaces agricoles, mais contribue à garantir la continuité des flux d'une zone à l'autre, puisque les mêmes outils peuvent être associés aux zones agricoles, naturelles, urbaines et à urbaniser.

---

<sup>9</sup> La loi du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et à un urbanisme raisonné lève toute ambiguïté à cet égard en modifiant l'article L.111-1-1 du code de l'urbanisme : le SRCE ne s'impose directement aux PLU qu'en l'absence de SCOT.

<sup>10</sup> Quelques enquêtes de terrain menées par J.Rouxel prouvent le degré d'investissement très différent des élus communaux et intercommunaux (v. liste des personnes interrogées, fiche n° annexe).

<sup>11</sup> A minima, l'art.L.123-1-5, III, 2<sup>o</sup> soumet l'altération des éléments paysagers identifiés à autorisation préalable (C.urb., art.R.421-23, h) ; les auteurs du PLU peuvent également choisir de définir des règles de conservation au sein de l'art.13 du règlement littéral de la zone concernée.

### 9.2.3 La détermination d'un zonage indicé corridor au sein de la zone agricole

Plusieurs PLU ont eu recours à un zonage indicé, technique la plus à même d'appréhender en termes juridiques les spécificités des trames. Néanmoins, cette stratégie réglementaire nécessite une maîtrise importante pour préserver le document d'urbanisme des risques contentieux.

#### a. Un zonage adapté aux spécificités des trames

Le PLU, adopté en 2008 par la commune de St Martin d'Uriage (38), constitue la référence en termes de zonage indicé et prouve l'adaptabilité du document. Trois amplitudes de corridors sont définies par création de sous-secteurs dans la zone agricole : Aco1, Aco2, Aco3. L'intensité de la réglementation édictée par le règlement littéral du PLU varie selon la dimension du corridor. Ainsi, les corridors supra communaux, les plus larges, font l'objet d'une réglementation souple alors que les corridors les plus étroits bénéficient d'une protection stricte, parce que les plus fragiles (annexe 7).

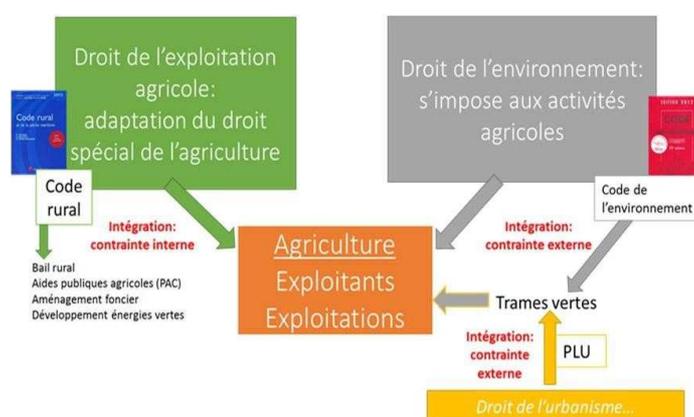
Il est également envisageable d'instaurer un zonage corridor de part et d'autre d'un linéaire boisé protégé au titre des EBC (ou d'un élément de paysage) de manière à faciliter l'accès des espèces représentatives à l'élément clef du corridor.

#### b. Une expertise juridique plus poussée

Outre l'identification des corridors, la mise en place d'un zonage indicé conduit à écrire une réglementation sur mesure pour les sous-secteurs, au sein du règlement littéral du PLU. Une collaboration étroite entre naturalistes/écologues et juristes est indispensable pour optimiser la rédaction. Bien que le PLU soit essentiellement un outil de réglementation, il peut, en effet, prescrire quelques mesures de compensation telles que la replantation dont l'usage ne peut être mécanique, si la densité de la végétation est défavorable à la fonctionnalité d'une trame. Au surplus, la rédaction de règlements de zones indicées se doit de respecter l'habilitation urbanistique, sous peine d'illégalité du PLU. L'analyse a abouti à la proposition d'un règlement type, après recensement des possibilités de réglementation et de ses limites (v.diaporama, diapo 9 à 13 et fiche en annexe).

### 9.2.4 Le droit rural et la TVB

Les trames vertes illustrent parfaitement la mécanique française d'intégration interne et externe de l'environnement dans le droit des exploitations agricole. Comme le montre la figure 14, elles s'insèrent dans un processus complexe faisant intervenir au moins trois branches de droit principales : le droit de l'exploitation agricole (ou droit rural), le droit de l'environnement et le droit de l'urbanisme.



**Figure 14 : schéma des relations entre droit et mise en place des trames**

Cette mécanique, aussi séduisante soit-elle, vient heurter un certain nombre de dispositifs dont les objectifs sont contradictoires ou peu compatibles. Cette perspective affaiblit profondément les effets juridiques des trames vertes. Pour s'en tenir à l'essentiel, nous citerons trois exemples fondamentaux. En premier lieu, le droit de disposer de la terre dont on est propriétaire est garanti par la protection

générale du droit de propriété qui, s'il est sujet à des restrictions notamment de par sa fonction sociale, reste un principe relativement absolu du droit français. Par conséquent, l'exigence de protection des trames vertes ne peut ressortir que d'une règle de police forte (ce qui n'est pas le cas à ce jour), soit de processus volontaire (ce qui est bien aléatoire). En second lieu, le régime juridique du bail rural (statut du fermage) offre au locataire une liberté d'orientation et d'investissements pouvant aboutir à une destruction des éléments paysagers dans le cadre « d'améliorations » de l'exploitation. Cette liberté est en grande partie garantie par des textes d'ordre public. Par conséquent, le dispositif « trames vertes » risque d'avoir peu d'efficacité en la matière. Enfin, des aménagements fonciers agricoles et forestiers (remembrements/aménagements), organisés et autorisés par la loi, peuvent grandement porter atteinte à certaines continuités écologiques.

Il existe bien des dispositifs qui permettent de compenser ces institutions juridiques issus du code civil ou du code rural. Mentionnons à ce titre la conditionnalité des aides de la PAC visant le maintien des particularités topographiques (BCAE 7) ou les aides publiques visant par extension la protection des éléments topographiques des exploitations (MAEC du 2<sup>e</sup> pilier de la PAC). Il existe aussi des dérogations ou des atténuations aux aménagements fonciers (art. L112-2, L121-19, L123-8, L126-3 et 4 c.rur.), ainsi qu'à l'expression de la liberté du fermier (bail rural contenant des clauses environnementale de l'art. L 411-27 c. rur.). Toutefois, il faut admettre qu'à ce jour, elles restent limitées : en ce qui concerne l'aménagement, nous sommes pour l'essentiel en présence de dispositions dérogatoires et donc d'application relativement restrictive ; pour ce qui concerne le bail rural, leur caractère environnemental dépend principalement du bon vouloir des bailleurs (Bodiguel 2011); et, dans le même ordre d'idée, la protection des trames vertes par le biais des aides au développement rural dépendra de la volonté et de l'intérêt de s'engager pour les exploitants agricoles. 'En la matière, nous attendons toujours les plans de développement ruraux régionaux)

Dans ce contexte, la protection des trames vertes à grande échelle dépend donc essentiellement de l'efficacité de la conditionnalité des aides de la PAC. Cependant, même en ce qui concerne la conditionnalité, un doute subsiste : les éléments topographiques que la PAC protège sont-ils ceux que les écologues entendent protéger lorsqu'ils parlent de trames vertes ou de corridors écologiques ? Les notions de fonctionnalité et de cycle de vie sont-elles prises en considération ? La réponse risque bien d'être négative. Elle sera creusée prochainement. C'est en partie cet aspect qui nous a conduit par ailleurs à porter notre regard sur une lecture croisée entre juristes et écologues des éléments du paysage (Cf Travaux d'A. Ménard, stage 6 mois<sup>12</sup>).

Ces perspectives dans l'ensemble assez défavorables à une véritable efficacité du dispositif « Trames vertes » au regard du droit et de la politique agricole, peuvent aujourd'hui être relativisées à la lumière des évolutions issues de la récente loi d'avenir agricole (Bodiguel, 2015),:

-L'article L. 1-II du nouveau « Livre préliminaire » du code rural relatif aux objectifs de la politique en faveur de l'agriculture, de l'alimentation et de la pêche maritime, porte le nouveau fer de lance de la politique agricole française: le projet agro-écologique. L'idée semble plutôt d'essence pragmatique, expérimentale, en ce qu'elle peut s'exprimer de manière totalement diverse au sein de l'agriculture industrielle (méthanisation, bio-contrôle), de l'agriculture de territoire ou biologique. Pour s'en convaincre, il suffit de naviguer sur le site du ministère de l'agriculture, d'aller voir les 103 premiers projets expérimentaux, de lire sans *a priori* les « clefs » de l'agro-écologie ou de voir les GIEE reconnus le 21 février 2015 (<http://agriculture.gouv.fr/>). Pour porter ces projets originaux et divers, le législateur propose un outil, le groupement d'intérêt économique et environnemental (GIEE) (art. L. 315-1 et s. c. rur.), personne morale composée d'agriculteurs et éventuellement de non-agriculteurs. L'objet du GIEE est de réaliser le projet collectif pluriannuel « de modification ou de consolidation de leurs systèmes ou modes de production agricole et de leurs pratiques agronomiques en visant une performance à la fois économique, sociale et environnementale », pour lequel il a été sélectionné. Même si l'entrée principale est économique (viabilité de la structure et du projet) et que les aspects environnementaux concernent plus la méthanisation, la diminution des intrants chimiques, de la consommation d'eau, voire le développement de filières locales, il n'est pas exclu que les GIEE puissent potentiellement intégrer l'idée, plus marginale, d'un renforcement des continuités écologiques en jouant sur les parcellaires et sur des éléments boisés par exemple.

---

<sup>12</sup> Pour plus de détail, voir chapitre 1.

-Le législateur a aussi retouché le bail rural à clauses environnementale en augmentant sensiblement son champ d'application. Désormais, notamment, des « obligations de maintien d'un taux minimal d'infrastructures écologiques » pourront être contractées. Cette possibilité sera d'autant plus ouverte que le recours aux clauses environnementales a été sensiblement étendu pour « garantir, sur la ou les parcelles mises à bail, le maintien [des] pratiques ou infrastructures » quels que soient le bailleur et les zones concernées. Il n'est pas certain que cette disposition soit totalement efficace et nouvelle d'une part en raison des questions qui restent posées sur la notion de « maintien [des] pratiques ou infrastructures » et d'autre part parce que l'article R. 411-9-11-1-13° c. rur. vise déjà « le maintien et les modalités d'entretien de haies, talus, bosquets, arbres isolés, mares, fossés, terrasses, murets ». Le changement porterait alors essentiellement sur le niveau de la règle dans la hiérarchie des normes. Quoiqu'il en soit, on voit combien les notions, au moins paysagères, sinon écologique de « trames vertes » et de « continuités écologiques » irriguent désormais le droit rural.

### 9.3- Appropriation du concept de continuité écologique par les agriculteurs

#### 9.3.1- La méthode

Les données produites en sociologie proviennent d'un matériau d'observation recueilli lors d'une démarche de mise en place d'un atelier de travail. L'équipe Agriconnect de DIVA3 (chercheurs, SIAGM (devenu PNR du Golfe du Morbihan), animatrice sociologue) a souhaité travailler avec des acteurs locaux, dans le territoire du syndicat d'aménagement du Golfe du Morbihan, plus précisément dans quelques communes situées dans le bassin versant de la rivière de Pénerf (Ambon, Lauzach, Berric, Muzillac). Des agriculteurs, des élus communaux et des représentants d'associations locales ont été sollicités pour participer à un atelier avec les chercheurs de l'équipe Agriconnect. Les questions suivantes ont constitué le point de départ des chercheurs : « comment prendre en compte les trames vertes dans les exploitations ? Quelle place du système agricole ? Quelle est leur contribution possible aux trames vertes ? Afin de répondre à ces questions, un dialogue a été amorcé avec les acteurs locaux. Un groupe hybride a été constitué, réunissant chercheurs et acteurs du niveau local. L'objectif était de travailler à l'échelle de l'exploitation avec les agriculteurs, et non avec les représentants de la profession (bien qu'une partie des agriculteurs ayant répondu favorablement sont des élus professionnels ou communaux). Un autre jeu de questions animait ce travail : comment se coordonnent les acteurs sociaux pour produire de la connaissance et décider pour la gestion ? Comment organiser la dynamique collective nécessaire à cette production et son organisation pour intégrer la notion de corridor écologique dans la gestion et l'utilisation des espaces agricoles ?

Cet atelier ne s'inscrit pas dans le cadre d'une recherche traditionnelle en sciences humaines, où le chercheur est dans une position distanciée par rapport à son objet d'études, mais dans un cadre d'échanges interactifs entre différentes catégories d'acteurs sociaux animés par la sociologue. L'objectif est de participer à une expérience collective de production de connaissances et d'échanges de points de vue différents. Par-delà cet objectif, la sociologue a pu recueillir du matériau d'observation dans le cadre des interactions qui ont eu lieu et lors des rencontres avec les acteurs pour les inviter à participer à la démarche. Au départ, cinq agriculteurs ont répondu favorablement, puis trois autres ont intégré la démarche en cours de route. Les communes d'Ambon et de Lauzach ont été partie prenante, ainsi que l'antenne locale de l'association Bretagne Vivante, la société de chasse d'Ambon, un particulier.

L'objectif initial de l'atelier étant de croiser des perspectives différentes, nous avons mobilisé la notion d'objet-frontière. La création et la gestion des objets-frontières sont des processus clés du développement et du maintien de la cohérence entre des mondes sociaux différents appelés à se côtoyer (Star et Griesemer, 1989). Comment travailler avec les acteurs locaux pour articuler d'une manière opérationnelle différents mondes sociaux en présence ? Lors du premier atelier, une discussion autour de la photo aérienne du territoire a été engagée, permettant au groupe de conclure que « *tout fait trame* » au sein de ce territoire. La discussion a ensuite fait émerger un intérêt partagé

autour des insectes, ce qui a conduit à mettre en place un inventaire. Cinq ateliers ont eu lieu, dont un spécifiquement orienté sur l'aspect juridique, plus une phase d'expérimentation avec la pose de pièges à insectes dans les parcelles des agriculteurs impliqués.

Une première approche s'intéresse aux définitions différentes qui sont données aux notions de corridor écologique et de trame verte. Cela nous amène dans un second temps à questionner les conditions de la rencontre entre des acteurs sociaux très différents, et ce que cela apporte pour la mise en place des trames vertes.

### 9.3.2. Définir les corridors écologiques

Les observations et analyses réalisées ici à propos de la façon dont les agriculteurs abordent la question des corridors écologiques et des trames vertes ont été réalisées sur un petit échantillon (8 agriculteurs), sans objectif d'un travail approfondi sur les représentations des agriculteurs, mais plutôt d'une mise en perspective des données recueillies pour questionner la dynamique de mise en place des trames vertes au niveau de l'agriculture et les difficultés qu'elle doit surmonter. Ce matériau trouve sa pertinence dans le fait que les constats réalisés vont dans le sens d'observations effectuées par ailleurs dans d'autres contextes agricoles.

Les quelques investigations réalisées au sein du groupe permettent de baliser une amorce de réflexion. La constitution d'un atelier de travail a permis de mettre en exergue les décalages dans la manière dont les chercheurs, les gestionnaires et les agriculteurs abordent la notion de trame verte et de corridor écologique. Les chercheurs entretiennent une relation « proche » avec ces notions, qui constituent pour eux un objet d'étude, d'analyse et de questionnement. Il en est de même pour les gestionnaires qui travaillent avec ces notions. Mais il en va tout autrement avec les agriculteurs, qui ne savent pas forcément quelle définition mettre sous ces termes dont ils ne sont pas forcément familiers. Nous confrontons ici la vision des chercheurs avec celle des agriculteurs.

Si la notion de corridor écologique ou de trame verte semble ressortir d'une évidence pour les chercheurs (quoi qu'on ne trouve pas réellement de définition stabilisée au sein du groupe Agriconnect), il n'en va pas forcément de même pour les agriculteurs. Premier constat, les agriculteurs disent ne pas trop savoir ce que représentent ces termes. Les agriculteurs qui sont aussi élus communaux, donc mobilisés par la réalisation des PLU, se sentent plus directement concernés.

Pierre Alphandéry et Agnès Fortier (2012) ont identifié deux visions de ce qu'est une trame : l'une, naturaliste, et la seconde qui l'envisage comme projet de territoire. Ces deux visions ressortent, autant des définitions que les chercheurs d'Agriconnect, mais aussi les agriculteurs, donnent de la notion de trame ou de corridor écologique. Ces deux termes renvoient chacun plus spécifiquement à l'une ou l'autre des visions. Il nous paraît pertinent d'ajouter une troisième vision, celle qui met en perspective prise en compte de l'environnement et rentabilité économique, fondamentale pour les agriculteurs.

L'objet « corridor écologique » constitue un point d'entrée majeur pour les chercheurs d'Agriconnect, il n'en est pas de même pour les agriculteurs, pour qui ce n'est pas la préoccupation principale. Leur éventuel questionnement à propos des corridors écologiques est replacé au sein d'un questionnement plus global, qui prend en compte le lien aux autres acteurs sociaux et la compatibilité entre prise en compte de l'environnement et rentabilité économique

### .3.3 Une approche écocentrée

Une vision naturaliste ressort de la définition que les chercheurs d'Agriconnect donnent à la notion de corridor écologique. Elle apparaît comme un terme écocentré, sur les lieux (patches, habitats, nœuds), l'élément d'un tout qui favorise la circulation des espèces.

Elle apparaît aussi dans la définition qu'en donnent les agriculteurs (ou plutôt ce que leur évoquent le terme de corridor écologique). Les corridors écologiques sont représentés par une partie des agriculteurs rencontrés comme des lieux où l'action humaine est peu présente, ce sont des lieux qu'on protège. Dans cette perspective, les parcelles non cultivées, « *en friche* », ou bien les lisières le long des cours d'eau peuvent être des corridors écologiques, mais pas les parcelles exploitées en elles-

mêmes. L'idée qu'un corridor est quelque chose de fixe qui facilite les mouvements est partagée par ces deux catégories d'acteurs. Mais certains agriculteurs contestent cette opposition entre espaces cultivés et exploités et les espaces qui peuvent faire corridor : un sanglier n'a pas besoin de corridor pour traverser un champ ; un champ cultivé en Technique culturale simplifiée est en soi un corridor.

Parler de corridors écologiques revient à parler d'espèces animales ou végétales. Les chercheurs les appréhendent à partir de la notion de biodiversité, ce qui n'est pas le cas des agriculteurs et des acteurs locaux. Ce terme de « biodiversité » est un terme technique, largement utilisé par les spécialistes, mais qui ne recouvre pas forcément une réalité spécifique chez les autres acteurs sociaux. Les agriculteurs ne sont pas insensibles à la « biodiversité », bien qu'ils n'utilisent guère ce terme auquel ils ne donnent pas forcément un sens. Interrogés sur les espèces qu'ils voient sur leurs exploitations, ils citent volontiers des espèces qu'on peut classer dans différentes catégories : des espèces de gibier, des espèces ordinaires qu'ils observent quand ils sont dans leurs parcelles (oiseaux, chauve-souris, petits mammifères...), les espèces nuisibles, les espèces favorables à la vie du sol. Par contre, ils parlent peu des espèces végétales. De même, les catégories d'espèces protégées, importantes pour les naturalistes, ou encore les espèces patrimoniales, ne sont pas mentionnées.

a) Un projet de territoire ? Une « biodiversité » faite de liens : du rapport aux institutions et aux autres

La moitié des chercheurs incluent une dimension politique et juridique dans la définition de la trame verte, qui renvoie à l'aménagement du territoire et à la nécessité de concertation entre les différentes catégories d'acteurs sociaux. Pour une grande partie des agriculteurs, cette notion n'évoque rien, ou bien « *un terme venu d'en haut* », et « *le monde administratif* ». Il intègre l'idée d'une contrainte qui leur est imposée. Cela les rend réticent pour adhérer au dispositif.

Ils s'interrogent sur la manière dont on peut concilier prise en compte de l'environnement et rentabilité économique des exploitations, sur la relation entre l'activité agricole et les autres usages du territoire. Ils soulèvent aussi la question de l'image qu'ils ont pour une partie du public, souvent négative du fait du rôle négatif qui leur est attribué dans les atteintes à l'environnement. Si les chercheurs, ou bien les gestionnaires en charge du SRCE tendent à envisager les corridors écologiques à partir de ce qui a trait à la biodiversité, les agriculteurs quant à eux rattachent cette approche à leurs pratiques, leurs connaissances et représentations du milieu naturel, la nécessité d'efficacité économique.

Pour certains agriculteurs, ces notions de corridor écologique, de trame verte ou de biodiversité ne renvoient pas seulement aux espèces de faune ou de flore, mais aussi aux acteurs humains qui interviennent dans le territoire. Quand on aborde ces questions avec eux, ils apportent des réponses qui renvoient non pas à la biodiversité elle-même mais à différents types de liens sociaux : leur rapport aux institutions, leur responsabilité au regard de celle des autres usagers de l'espace concernant l'environnement, leur fonctionnement en réseau.

Lors de la première rencontre avec les agriculteurs, c'est en premier lieu une certaine méfiance envers les institutions en général, et les normes qu'elles élaborent, qu'ils manifestent quand on les sollicite, qui sera réitérée tout au long de la démarche. Ils disent craindre l'instauration de nouvelles contraintes, et redoutent que les données produites ne se retournent contre eux.

Ils abordent aussi la question de leur rôle en tant qu'usager de l'espace sur les problèmes d'environnement et s'inquiètent de leur image dans le public. Sensibles à l'image négative qu'ils ont pour une partie de la population, accusés de polluer l'environnement, certains disent qu'ils seront favorables à la prise en compte des corridors écologiques si cela peut les valoriser. Dans les échanges d'ateliers, ils convoquent les collectivités locales, les habitants, avec qui, selon eux, les responsabilités doivent être partagées. Les agriculteurs mettent aussi en lien les corridors écologiques avec l'évolution globale de leur territoire, notamment l'urbanisation. Pour certains, la question des corridors écologiques en milieu agricole ne peut être détachée de celle de l'urbanisation et de son impact sur la trame verte. La question d'une prise en considération collective par les agriculteurs présents sur le même territoire a été abordée par certains agriculteurs, mais n'a pas forcément été creusée dans les discussions d'ateliers.

b) Une dichotomie récurrente entre environnement et rentabilité économique

Discuter des corridors écologiques avec les agriculteurs revient à discuter de la compatibilité entre prise en compte de l'environnement et rentabilité économique des exploitations agricoles. Les manières de faire des agriculteurs qui ont participé à l'atelier sont très différentes, allant de l'agriculture conventionnelle, de l'agriculture biologique, à l'agriculture avec des « techniques culturales simplifiées », sans labour. Pour une partie d'entre eux, la prise en compte de la dimension environnementale est essentiellement vécue comme une contrainte. Un corridor écologique, oui, mais dans un petit bout de friche dont l'agriculteur n'a que faire... À l'autre extrême, un agriculteur travaillant à partir de techniques culturales simplifiées porte un autre regard sur la biodiversité, dont la vie du sol, à laquelle il est très attentif. Dans son cas, rentabilité économique et prise en compte de la biodiversité sont liées.

Les revendications générales exprimés par les agriculteurs du groupe sont similaires à celles relevés dans d'autres contextes d'études : la nécessité de rester rentable, la volonté d'éviter les contraintes supplémentaires et le souci d'être autonome (Mougenot, 2013).

Tant que ces deux dimensions seront pensées de manière dichotomique, l'intégration de notions environnementales, quelles qu'elles soient, resteront problématiques pour les agriculteurs. Cette « (ré)conciliation » ne passe pas forcément par l'attribution d'aides ou de subventions, qui ne vont pas dans le sens de l'autonomie fréquemment revendiquée par les agriculteurs, mais par d'autres modes de pensée et de liens, moins sectoriels, plus transversaux.

#### 9.3.4 Les conditions de la rencontre et ce qu'elle apporte

La prise en compte des représentations différenciées de ces notions est incontournable, mais pas suffisante pour favoriser la mise en place de dynamique collective entre acteurs locaux et chercheurs. Il est nécessaire de prendre en compte les approches différentes des uns et des autres, théorique et conceptuelle pour les chercheurs ou les acteurs du SRCE, pragmatique pour les acteurs locaux. Cela questionne notamment les changements d'échelle à opérer pour la mise en place des trames vertes. On se demandera si l'espèce n'est pas propice à jouer un rôle d'objet-frontière entre les différents acteurs sociaux concernés. Cela nécessite aussi de tenir compte de l'organisation institutionnelle des différents mondes en présence, celui des chercheurs et celui des agriculteurs, et des contraintes qui leur sont inhérentes. Cela nous amènera à nous interroger sur l'intérêt d'une démarche qui se situe hors d'un cadre institutionnel local précis.

a) Faciliter les changements d'échelle

Le déroulement de la démarche d'atelier montre la difficulté à faire se rencontrer deux mondes aux logiques différentes. La démarche rend encore plus pertinente la nécessité de se questionner sur le changement d'échelle : comment passe-t-on de l'échelle institutionnelle du SRCE à celle, de la mise en œuvre ; celle des acteurs locaux ? Cette question fondamentale s'exprime dans les discussions et remarques liées aux corridors écologiques définis sur les cartes régionales et la délicate déclinaison d'une approche conceptuelle en une approche plus pragmatique. Une approche « de bon sens » opérée par une partie des acteurs locaux est de regarder où passe le trait, afin d'évaluer les éventuelles contraintes que cela peut engendrer pour eux. « *La limite passe-t-elle sur ma parcelle* » ? Cette manière de faire n'a cependant pas de sens pour les acteurs au niveau régional : « *on ne zoome pas sur la carte* », sont-ils amenés à fréquemment répéter. Lors de l'atelier avec les juristes, l'intérêt et la pertinence de la cartographie des trames vertes a été posée. Cela apporte-t-il quelque chose de figer dans des zonages quelque des espèces qui se déplacent ? Une autre difficulté a été pointée pour cette déclinaison, le fait que la démarche est essentiellement descendante, du niveau régional vers le niveau local.

b) L'espèce, objet frontière ?

Les ateliers nous ont permis de constater que la cartographie des corridors écologiques et des trames vertes n'est pas l'objet le plus pertinent autour duquel réunir les acteurs sociaux. Dès la première séance d'atelier, un glissement s'est opéré dans la discussion vers les espèces comme objet-frontière, et plus particulièrement les insectes. Il est apparu que cette catégorie se situe à la croisée des attentes des différentes catégories d'acteurs présents dans le groupe de discussion. Les chercheurs élaborent des diagnostics à partir de l'identification des carabes qui leur servent d'indicateurs, le PNR du Golfe du Morbihan dispose de données sur les oiseaux et les mammifères mais aucune sur les insectes, et trouve un intérêt à se focaliser sur ces éléments, les agriculteurs du groupe sensibilisés à l'environnement s'intéressent aux insectes qui peuvent être des auxiliaires des cultures, leur présence ou non étant utilisée par certains pour décider des actions à entreprendre (« *si tu trouves assez de larves de coccinelles pour manger les pucerons, tu économises sur les pulvérisations* » (agriculteur). Les insectes ont constitué une entrée pertinente d'échanges entre des agriculteurs du groupe, déjà sensibilisés à une prise en compte de l'environnement dans leurs pratiques, et les chercheurs. On a pu constater un gradient d'intérêt, entre les agriculteurs conventionnels (parmi eux, certains ont appréhendé la démarche d'une manière moqueuse, d'autres d'une manière méfiante, d'autres d'une manière intéressée et curieuse,), et les agriculteurs biologiques ou en technique culturale simplifiée (« *les insectes sont nos amis* », « *les insectes participent à la productivité des sols* »).

Cet inventaire a été réalisé en s'inspirant des démarches de la science participative, et la pose de pièges dans quatre parcelles différentes chez chaque agriculteur impliqué. Une partie d'entre eux a participé à la pose de ces pièges et leur récolte. Les résultats montrent la richesse et la diversité des insectes présents dans les parcelles, la réponse de la biodiversité aux pratiques des agriculteurs (TCS, type de culture) Ils viennent conforter la démarche d'Agriconnect mettant en avant le rôle de la mosaïque des cultures pour la biodiversité et l'adhésion des agriculteurs à cette approche.

Les notions de corridor et de trame verte sont très abstraites et conceptuelles pour les agriculteurs, et le grand public en général. On a vu qu'il n'est pas aisé pour des acteurs non spécialistes de décliner les échelles du SRCE à un niveau local, la tentative étant grande de « zoomer » sur la carte. Par contre, l'entrée par les espèces était beaucoup plus aisée, dans ce cas-ci, mais aussi dans le cadre d'autres actions entreprises par le PNR. Certes, les écologues ne préconisent pas forcément une entrée espèce concernant les corridors, considérant la prise en compte de groupes fonctionnels d'espèces plus pertinente pour eux que la prise en compte des espèces une à une. Par contre, certaines espèces, à valeur affective forte, ou suscitant l'intérêt ou la curiosité, constituent une entrée intéressante pour les acteurs du PNR pour sensibiliser à la biodiversité.

Les questions qui se posent au PNR sont liées à la nécessité de trouver l'argumentaire pour conserver les corridors, d'où l'aspect fonctionnel est souvent absent. Des réflexions sur la fragmentation par le réseau routier ont été initiées et ont montré qu'il y a des collisions importantes quand une route coupe un cours d'eau (loutre, ragondin) ou une zone boisée (chouette effraie, hérisson). Ces données peuvent être utilisées pour valider les outils d'identification des trames développés par les géographes et les écologues. Comment s'appuyer sur des espèces qui « interpellent » ? C'est l'une des questions qui motive son action actuelle et à venir. Jusqu'à présent, le PNR a surtout travaillé sur la structuration de l'habitat et des paysages mais il développe des projets axés sur certaines espèces, convaincu du rôle de médiation qu'elles peuvent jouer.

Dans leurs projets concrets figurent la prise en compte des batraciens, de la chouette chevêche dans le bocage et les vergers. Ces espèces peuvent jouer un rôle de médiateur local pour favoriser la préservation des trames vertes. Une espèce comme la chouette chevêche permet de travailler sur la notion d'habitat naturel et des modalités de récréation d'une trame bocagère. Une telle espèce suscite des *a priori* positifs, elle possède un « capital sympathie », et permet d'introduire à d'autres notions.

Une approche par l'entrée « espèces » permet de questionner le moment et le lieu où on prend l'espèce en compte dans les trames vertes. Cela ne se fait pas au niveau du SRCE et ne semble pouvoir se faire qu'à un niveau local. À ce titre, la prise en compte « espèce » est peut-être propice à favoriser la

déclinaison des trames vertes, de l'échelon régional à l'échelon local. Les ateliers qui ont été organisés confortent la démarche initiée par le PNR dans l'identification de la biodiversité présente sur son territoire et sa prise en compte.

### c) sortir du cadre institutionnel existant

Les modalités à partir desquelles on a organisé cette démarche d'atelier soulève des questionnements au regard des différents fonctionnements institutionnels concernés, autant celui des chercheurs que celui des agriculteurs ou des acteurs locaux comme le PNR.

Nous avons vu quelles réticences les agriculteurs ont exprimé pour justifier le fait de ne pas participer, ou alors de loin, notamment leur méfiance face au système institutionnel et administratif et envers les notions d'environnement. Les modalités institutionnelles d'organisation de la recherche ont quant à elles engendré des difficultés pour une participation soutenue des chercheurs à la démarche, notamment le lien à l'action que les chercheurs entretiennent. Ces aspects ont été discutés lors d'un séminaire de recherche de l'équipe Agriconnect.

L'équipe Agriconnect recouvre une grande diversité de situations. Cela va des chercheurs qui n'ont aucun lien avec le monde de la décision publique, aux chercheurs impliqués dans les instances aux niveaux national, régional, local. Ces contacts passent par la participation à des groupes d'expertise, ou dans le cadre de comité de pilotage portant sur la mise en place d'une trame à l'échelle locale. Pour certains, la présence du SIAGM au groupe Agriconnect constitue la seule occasion d'être en contact avec des acteurs de la décision publique. Les plus jeunes semblent moins en contact avec les acteurs de la décision. Parmi les quatre chercheurs s'étant portés volontaires pour participer à l'atelier avec les agriculteurs, au final, seul le responsable de la recherche s'est impliqué dans toutes les rencontres. Un juriste est intervenu lors d'une rencontre, et l'ingénieur spécialiste des carabes, inclus dans le groupe une fois la décision prise de travailler sur les insectes, a participé à toutes les rencontres. Les autres chercheurs sont venus de zéro à une fois. Cela est imputé en grande partie à des calendriers incompatibles, au manque de disponibilité en temps pour suivre ce type de démarche, ce qui peut d'autant plus se comprendre si la démarche ne fait pas partie de leurs priorités. Deux logiques sociales qui peuvent être en opposition ont été mises en évidence lors des discussions : un décalage entre le souhait du chercheur de se "sentir utile" en participant à des projets concrets et la préoccupation d'avoir un poste de recherche (qui signifie accepter un "formatage"). Cela sous-entendrait que les deux sont difficilement conciliables. On peut aussi se demander dans quelle mesure la pratique de la recherche interdisciplinaire n'est pas jugée moins prioritaire que la recherche au sein de sa propre discipline.

L'atelier montre aussi les difficultés qu'il peut y avoir à fonctionner hors d'un cadre institutionnel précis, ce qui a été le cas, même si cela se déroulait au sein du cadre institutionnel de la recherche. La démarche n'était en effet pas rattachée aux procédures réglementaires existantes, telles la réalisation ou la modification des Plan locaux d'urbanisme. Est-ce pour cette raison que les techniciens de la chambre d'agriculture ne se sont pas intéressés à la démarche ? Est-ce pour cette raison que les agriculteurs l'ont suivi de manière sporadique ? Cependant, selon les témoignages des chercheurs qui ont animé des ateliers avec des agriculteurs dans la zone atelier de Pleine-Fougères, la démarche a suscité une dynamique beaucoup plus importante dans ce secteur de la rivière de Pénerf que dans la zone atelier de Pleine-Fougères.

Intégrer ce type de démarche à celles liées aux PLU pourrait avoir du sens, dans la mesure où elles favorisent l'organisation de réunions de concertations avec toutes les catégories d'acteurs locaux, mais cela soulève plusieurs problèmes. Les démarches de PLU ne se font pas tout le temps, en outre, l'intérêt de l'approche opérée ici est qu'elle se produit à une échelle plus fine, certes avec le même panel d'acteurs locaux, mais à la parcelle, au cas par cas. Cela aurait d'autant plus de sens que deux témoignages apportés par des acteurs locaux lors de l'atelier avec les juristes montrent que le tracé des

trames vertes s'est faite sans concertation avec les acteurs locaux (réalisé par un technicien de la chambre d'agriculture?), et qu'ils l'ont découvert lors d'une réunion publique de PLU.

Le PNR avait souhaité travailler sur un projet de MAE « maintien des infrastructures écologiques » dite LINEA\_09 avec les agriculteurs intéressés, constituant une manière de rattacher les apports de l'atelier à des éléments institutionnels. Mais cette mesure a été supprimée en début d'année 2015 suite à l'évolution des BCAE (Bonnes Conditions Agro-Environnementales) de la PAC. Cependant la loi de modernisation de l'agriculture prévoit des GIEE « corridor ».

Ce travail d'atelier permet aussi d'entendre une doléance fortement exprimée par les agriculteurs, et de se questionner sur la manière de la prendre en compte. Elle concerne le fait de ne pas envisager l'environnement à travers une approche sectorielle exclusivement agricole, mais incluant tous les acteurs locaux concernés : collectivités, habitants, usagers des espaces... C'est un peu ce qu'il s'est passé lors de cet atelier, avec la présence d'élus, du représentant local de Bretagne Vivante, d'un représentant des chasseurs et d'un habitant à certaines rencontres. Ce travail peut-il être pérennisé une fois le projet finalisé ? C'est là que l'acteur PNR intervient encore, et constitue un acteur pertinent et incontournable pour pérenniser la dynamique, la greffer sur les dynamiques collectives déjà existantes concernant les trames vertes. Cela montre l'enjeu qu'il y aura à restituer ce travail dans le cadre des rencontres collectives organisées par le PNR sur les questions de biodiversité, sans oublier le grand public qui peut être touché dans un premier temps par la publication d'article dans les bulletins municipaux ou ceux du PNR.

La transversalité est à encourager pour favoriser la mise en place d'actions collectives, nécessitant à chaque catégorie d'acteurs sociaux de sortir de leurs cadres de réflexion et d'actions et d'expérimenter au-delà des routines qu'ils connaissent. C'est d'ailleurs d'une manière « transversale » que les agriculteurs envisagent la prise en compte de la biodiversité, quand ils l'associent au lien social avec les autres acteurs locaux, à la rentabilité économique, à leur image dans la population...

### 9.3.4 Conclusion

Le travail d'atelier qui a été réalisé tend à montrer que différentes pistes peuvent être explorées pour la mise en œuvre des trames vertes au niveau local. Cela nécessite d'aller au-delà des approches sectorielles généralement pratiquées, mais aussi d'appréhender la « biodiversité » en ne tenant pas seulement compte du point de vue des chercheurs et des gestionnaires (ne pas avoir « *qu'une vue écologiquement religieuse* », selon l'expression d'un agriculteur lors d'un atelier) mais d'intégrer aussi les dimensions culturelles et sociales, pour en constituer non pas des obstacles mais des alliés, comme le fait que pour les agriculteurs, la biodiversité est faite de liens sociaux, ou de penser autrement qu'à travers la notion de contrainte et d'incompatibilité biodiversité et rentabilité économique des exploitations agricoles.

Il sera pertinent de rattacher ce travail à d'autres dynamiques locales, en prenant en compte les propositions émises par les agriculteurs, et notamment de réfléchir à un « espace » de rencontres et d'échanges sur les continuités écologiques dans une dynamique transversale et non pas spécifique à l'agriculture. Cela nécessite d'inventer d'autres relations entre les acteurs sociaux afin de créer d'autres liens aux éléments de la biodiversité à travers les trames vertes dessinées.

## 10. Conclusions Perspectives

### 10.1 Recommandations et limites

Les travaux réalisés dans le cadre d'Agriconnect ont permis d'identifier un certain nombre de recommandations utiles pour les gestionnaires afin de mettre en place des continuités écologiques.

#### 10.1.1- Recommandations :

Pour constituer des continuités écologiques, nous avons montré l'intérêt de prendre en compte simultanément la qualité des habitats et la structure du paysage qui influence aussi cette qualité.

Prendre en compte des groupes fonctionnels d'espèces (carabes forestiers, carabes des cultures, plantes avec divers modes de dispersion...) est préférable à la prise en compte des espèces une par une.

Les éléments semi-naturels (bosquets, haies) peuvent constituer des continuités, les mosaïques de culture également et ces continuités sont, au moins partiellement antagonistes. Cependant, nos résultats montrent que des haies à recouvrement ligneux intermédiaires peuvent être favorables aux carabes forestiers sans être totalement des obstacles aux mouvements entre cultures. Par ailleurs, la strate herbacée des haies constitue un refuge hivernal pour diverses espèces de carabes des cultures ayant un rôle d'auxiliaire. Les performances des diverses configurations possibles réseau de haies/mosaïque des cultures restent à explorer. Toutefois les premiers résultats soulignent l'importance de prendre en compte l'organisation spatiale du parcellaire, en particulier des parcelles en herbe.

Du point de vue juridique, il faut combiner les outils disponibles pour la mise en place des trames, le code rural, la protection des cours d'eau offrent des possibilités.

Pour que le dialogue entre les différents acteurs se fasse, il est nécessaire d'impliquer les agriculteurs avec une vision moins conceptuelle et plus directement liée à la place de leur activité professionnelle dans le maintien de la biodiversité et le rôle de celle-ci pour la production agricole (auxiliaires, pollinisateurs etc.).

Les problèmes liés aux difficultés qu'ont les acteurs à comprendre et donc utiliser les outils cartographiques nécessitent la mise en place de formations. Les ingénieurs maîtrisant les SIG ont souvent une connaissance limitée de l'évaluation des données mises à disposition en ligne (CORINE, IGN) ce qui peut conduire à des erreurs d'interprétation.

### 10.1.2- Limites :

La première limite est que le développement de nouvelles méthodes n'a pu être fait que sur un seul type de paysage. La valorisation des données acquises dans une diversité de situations est nécessaire.

La seconde limite est la complexité de la mise en œuvre de ces méthodes, le coût et technicité de l'emploi de certains outils comme le : radar, mais les algorithmes sont disponibles et de plus en plus de personnes sont formées à leur utilisation

La complexité de la mobilisation des outils juridiques nécessite une grande technicité de la part des services juridiques des collectivités locales, il n'y a pas de boîte à outils

## 10.2 Perspectives

### 10.2.1 Poursuite des travaux de recherche Agriconnect

Les travaux de recherche qui ont été initiés dans le cadre d'Agriconnect vont se poursuivre, pour permettre la publication des résultats dans des revues scientifiques, mais aussi pour aller plus loin dans les développements de méthodes d'identification des trames en prenant en compte par exemple le rôle de l'agriculture sur la biodiversité des bords de champ au sens large, de la caractérisation de la végétation des zones humides par le radar (cf publications en annexe). La construction de scénarios avec Apiland sera poursuivie pour tester les effets d'autres systèmes de production et leurs impacts sur les continuités écologiques.

Les travaux en collaboration avec la Région et la DREAL Bretagne se poursuivent :

\* un travail de recherche sur les connaissances mobilisées lors de la conception et de la mise en place des continuités écologiques, en particulier pour l'articulation entre échelles (thèse de Julie Chaurand cofinancée par IRSTEA, les Régions Languedoc Roussillon et Bretagne, encadrement J-P. Tonneau, IRD, UMR Tetis, Montpellier et J. Baudry, INRA UP SAD-Paysage, Rennes, début octobre 2014). J. Chaurand analyse les documents et rencontre les acteurs dans les deux régions pour retracer les connaissances mises en avant, puis finalement utilisées ou non et la façon dont les acteurs présentent les articulations entre leur échelle d'action (SCOT, PLU) et le SRCE.

\* un travail de recherche développement en cours de formalisation avec La Région, la DREAL et la Fédération Régionale des Centres Permanents d'Initiation à l'Environnement (FRCPPIE) de Bretagne. Il s'agit de produire des méthodes utilisables par les acteurs locaux pour définir les continuités écologiques et combinant les connaissances scientifiques, en particulier celles développées

par le groupe de recherche de la Zone Atelier Armorique qui a porté les projets DIVA-Corridor (DIVA2) et Agriconnect (DIVA3) et les compétences en pédagogie et sciences citoyennes des CPIE. L'intérêt des administrations régionales pour ce projet est de pouvoir disposer de projets de développement dès l'adoption du SRCE. Responsable "recherche" J. Baudry

\* Un projet INRA/ bassin versant du Léguer sera déposé auprès de la Région pour développer des méthodes d'évaluation de la biodiversité du bocage utilisables par les agriculteurs et les agents de développement des bassins versant. L'objectif est de constituer un GIEE (groupement d'intérêt économique et environnemental) comme support de MAE et aussi de labelliser un groupement de production de bois à partir de la production des haies qui prene en compte la biodiversité.

Au niveau européen, J. Baudry coordonne un groupe d'experts sur l' « optimising profitability of crop production through Ecological Focus Areas » dans le cadre du programme « European Innovation Partnership 'agricultural productivity and sustainability' ». L'objectif est de montrer qu'au-delà de leur intérêt environnemental, les zones d'intérêt écologiques de la nouvelle politique agricole commune ont aussi un intérêt pour la production. Il s'agit donc de renforcer le rôle des agriculteurs dans le développement de l'agro-écologie.

Deux thèses à l'interface droit et écologie vont démarrer en septembre 2015 :

- « La protection et la gestion de la biodiversité dans un contexte de changement climatique" (entrée juridique principale) qui comprendra la question des TVB et prolongera les travaux d'Agriconnect. Directeur de thèse Luc Bodiguel, co-directeurs Alexandra Langlais et Jacques Baudry. Financement Région Pays de la Loire.
- « Droit et dynamique des paysages agricoles : vers un cadre juridique repensé de lutte contre la perte de biodiversité en milieu agricole » la mise en place des trames vertes sera prise comme cas d'étude. Directrice de thèse Alexandra Langlais, co-directrice Françoise Burel. Financement Ministère de la recherche.

### 10.2.2 Développement de pistes de travail initiées au cours d'Agriconnect

- **Les bordures de champs** sont des éléments constitutifs des trames vertes étroitement insérés à la fois dans les mosaïques et les exploitations agricoles. Les premiers résultats apportés dans Agriconnect, qu'il convient d'approfondir, portent sur les liens entre dynamiques spatio-temporelles écologiques et agricoles des bordures de champ à l'échelle de réseaux de bordures.

D'une part, on montre au travers d'un indicateur, des changements de trajectoires de la biodiversité floristique à l'échelle des bordures de champ d'un réseau (test sur les 3 observatoires « mini-réseaux » de la ZAAr). Ces changements présentent, dans 2 réseaux sur 3, une augmentation significative des adventices : i) ils signalent des changements dans les continuités écologiques et les services potentiels, ii) ils nous amènent à des hypothèses sur la résilience des bordures de champ et de leur continuité écologique.

D'autre part, via le suivi des bordures de champ et leur gestion, on peut mettre en lien ces changements de qualité d'habitat avec les trajectoires de changement de la gestion territoriale des exploitations. On observe par exemple une substitution de prairies précédemment proches de sièges d'exploitations, par des successions de cultures annuelles, du fait des agrandissements des exploitations et de l'évolution de leurs parcelles. Ces changements impactent l'état écologique des bordures de champ, du fait des pratiques agricoles dédiées ou incidentes, en fonction des nouveaux systèmes de culture.

Dans une orientation vers une gestion durable des continuités écologiques formées par les bordures de champ, ces résultats suggèrent que la question des dynamiques parcellaires et donc du foncier peut constituer un levier d'action et une problématique commune pour les acteurs de l'agriculture et de l'aménagement des paysages.

- **Les zones humides**, qui sont des éléments de continuités entre trame verte et trame bleues ont été cartographiées à l'aide de séries temporelles d'images radar (Betbeder et al., 2014). Les

résultats ont montré que les formations végétales peuvent être identifiées de façon très précise à partir de la classification de profils temporels d'un indicateur polarimétrique, l'entropie de Shannon, dérivé d'images TerraSAR-X acquises en double polarisation. Une classification très précise des formations végétales des zones humides (indice Kappa > 0,90) a été obtenue en utilisant seulement quatre images TerraSAR-X acquises en fin d'hiver et au printemps. Cette étude a permis de mettre en évidence que les images les plus utiles pour détecter les formations végétales au sein des zones humides sont celles qui sont acquises au cours des périodes de croissance des plantes et des variations des processus hydrodynamiques, ce qui concorde avec les conclusions des études menées en écologie. Ces travaux ouvrent des perspectives intéressantes quant à la gestion locale des zones humides à une échelle fine (par exemple la restauration des zones humides) et les études de biodiversité associées à ces milieux, comme la cartographie des continuités des surfaces végétales à différentes dates de l'année, ces continuités autorisant la dispersion de certaines espèces.

**L'analyse économique** de la mise en place des continuités écologiques dans les exploitations agricoles

L'objectif de cette recherche sera l'intégration de facteurs économiques (prix du marché, primes PAC) dans le choix des agriculteurs d'allocation spatiale des cultures. Il s'agira d'identifier les déterminants économiques des décisions des agriculteurs en jeu dans la production de configurations paysagères favorables aux continuités écologiques et services écosystémiques associés. La mobilisation des statistiques agricoles économiques aux échelles cantonales/communales et du Registre Parcellaire Graphique doit nous permettre d'établir des modèles économiques articulables aux modèles en agroécologie du paysage, pour expliquer par exemple le rôle des prix des céréales dans la perte de connectivité structurelle, et finalement biologique, des prairies et/ou d'autres types de couverts. Ce travail pourra être articulé avec celui sur la modélisation des usages des terres pour comprendre les possibilités de jouer sur ces facteurs économiques (second pilier de la PAC, en particulier) dans la gestion des trames (UMR SMART INRA-Agrocampus Ouest).

### 10.2.3- Du concept de continuité écologique à l'identification d'écopaysages

Lors des discussions avec nos partenaires, il est apparu que la notion d'écopaysage (unités spatiales, de paysage, ayant une composition en termes d'occupation du sol ou structure différentes les unes des autres, par exemple, ce peut être avoir plus de cultures, de prairies etc.) peut être plus utile dans la définition des trames locales que la notion de corridor. En effet, les écopaysages sont une solution pour qualifier l'ensemble du territoire. Nous donnons ici des tests préliminaires de cette démarche en présentant une classification basée sur l'occupation du sol. Nous utilisons aussi une méthode de définition de "continuités écologiques" basée sur les modèles de connectivité définis pour les carabes dans le chapitre 1 tant pour le réseau bocager que pour la mosaïque des cultures. Les résultats détaillés sont donnés en annexe 8.

Les résultats présentés ci-dessous ont un objectif méthodologique. Il s'agit 1) de montrer une diversité d'approches et 2) de montrer quelques difficultés dans la réalisation et l'analyse des cartes. D'autres développements sont prévus dans les mois qui viennent dont des confrontations avec les acteurs de l'aménagement.

#### a) les écopaysages sur le site atelier de Pleine-Fougères : deux approches

Pour définir ces "écopaysages", nous avons recours à des fenêtres analytiques de taille différentes, correspondant à des différences de perception du paysage par les espèces. Certaines espèces perçoivent de petits espaces (ex: escargot), d'autres des grands (ex: rapaces). Nous avons utilisé les cartes d'occupation du sol du site de Pleine-Fougères (<http://osur.univ-rennes1.fr/za-armorique/>).

Dans un premier temps, nous avons défini des écopaysages à partir de la composition des fenêtres par classification ascendante ou simple calcul de densité pour les haies. Les résultats sont donnés sur la figure 15. La forêt de Villecartier, au sud-est constitue toujours une unité différente. Quelle que soit

l'échelle d'analyse, trois types d'unités se dégagent, l'une constituée de 60 à 80% de culture, une deuxième constituée de prairies dans les mêmes proportions, avec une quantité importante de haies, une troisième unité est mixte prairies/cultures. Une quatrième unité résiduelle, couvrant moins de 6% du territoire, apparaît dans chaque analyse. Evidemment la taille des unités varie selon l'échelle, peu de continuités sont mises en évidence.

Dans un second temps, nous avons défini des écopaysages formés de continuités écologiques à partir des modèles statistiques des relations entre carabes et paysage (réseau bocager et cultures) (chapitre 1). La carte des habitats favorables (continuités) du bocage a été définie à partir du grain bocager et la carte des continuités des cultures à partir de la moyenne des interfaces entre blé et maïs sur 5 ans. Dans les paysages à grain fin, l'abondance moyenne par haie est de 29 individus piégés, pour un grain grossier, la moyenne est de 9. Dans les zones à grain fin, les haies n'abritent pas nécessairement une forte abondance, mais c'est dans ces conditions paysagères qu'elles pourraient être de bons habitats. Dans ce type d'écopaysage il convient donc de renforcer ces haies en priorité.

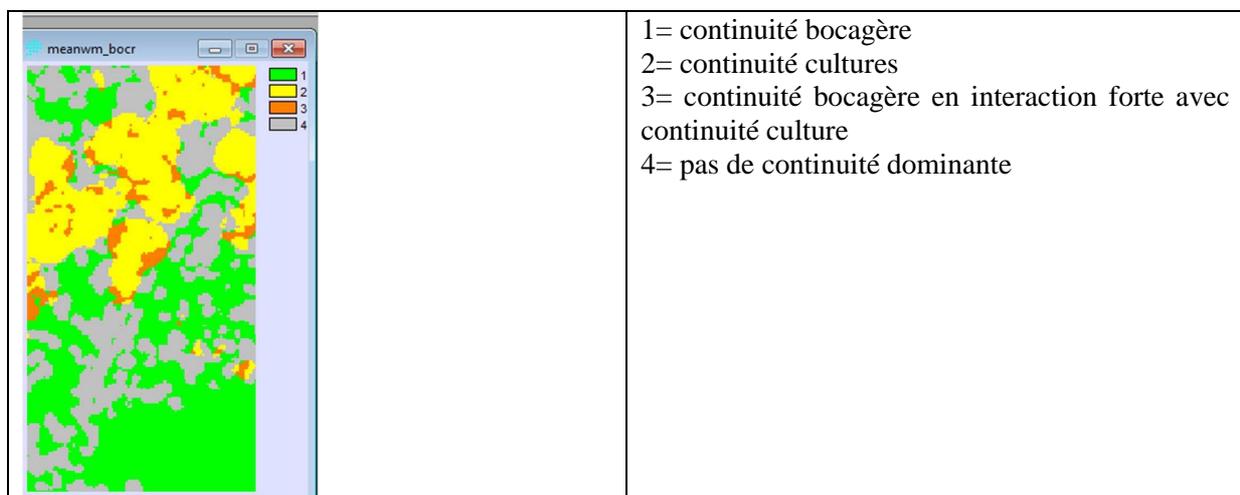
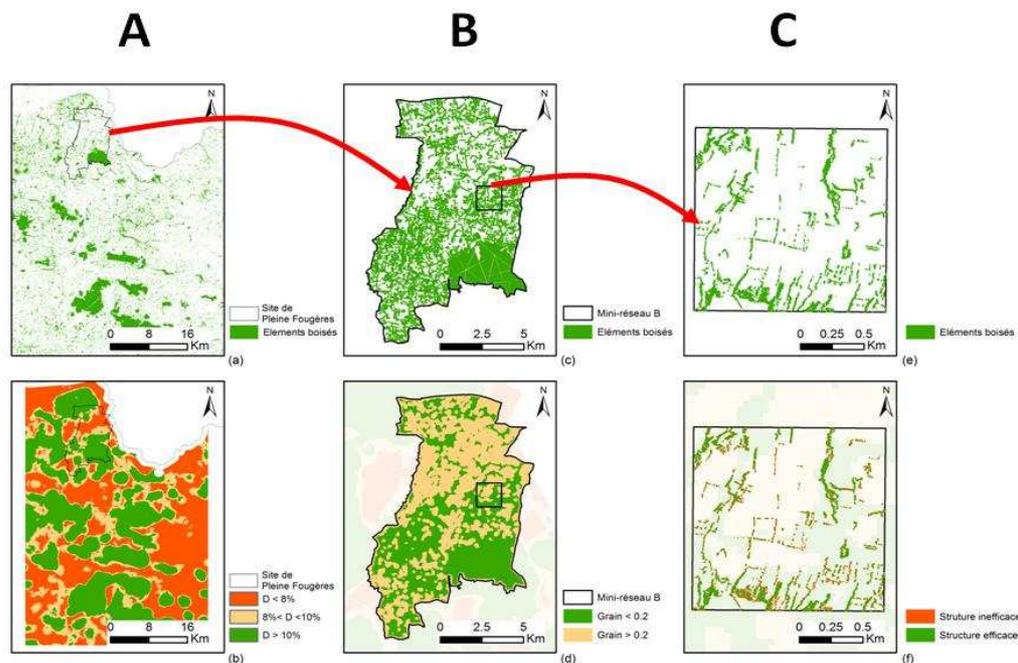


Figure 15: « écopaysages » ou « continuités écologiques » déterminées à partir des modèles de relation entre paysage et carabiques (thèse J. Betbeder). Les continuités bocagères sont définies dans des fenêtres de 250m et les unités culture dans des fenêtres de 500 m.

b) les écopaysages sur des territoires d'étendue différente : utiliser la diversité des sources d'information

La définition des continuités écologiques se fait sur des étendues très différentes depuis la Région avec le SRCE jusqu'à la commune, les petits bassins versant. Les informations cartographiques disponibles sont variables. Pour exposer notre démarche nous utilisons les continuités liées au réseau bocager.



La figure 16 : les continuités écologiques à différentes échelles : sur la rangée du haut la cartographie des haies pour les différentes étendues étudiées et en bas le résultat de l'analyse pour chaque étendue

A: approche sur une "grande étendue" (nord est du département d'Ille et Vilaine. Les haies sont cartographiées avec une résolution de 25 m et l'analyse représente des classes de densité de haies.

B: cartographie du site de Pleine-Fougères, les haies sont représentées avec une résolution de 5 m et l'analyse donne le grain du bocage

C: Cartographie des haies du secteur d'analyse des relations carabes/ bocage. La résolution des de la carte des haies est de 1,5 m à partir d'une image radar et l'analyse est une extraction de la partie du réseau favorable aux carabes forestiers.

En pratique, ces différentes cartes fournissent des informations pour donner des pistes d'action aux différentes échelles. Pour les grandes étendues (A), on peut repérer les principales continuités, mais aussi les maillons faibles, à consolider. Aux échelles plus locales (B), on voit les réseaux et haies à consolider et aux échelles très locales (C) quelles sont les haies à renforcer. Ceci permet de contextualiser les diagnostics, avec des allers-retours sur le terrain.

#### c) Les écopaysages : des modèles de simulation agro-écologiques comme méthode

Dans cette section, nous utilisons le modèle agronomique présenté dans le chapitre 2. Il fonctionne sous contraintes agronomiques et permet de simuler des allocations spatiales des occupations du sol selon les différents systèmes de production. Deux systèmes de productions ont été retenus, un système "Lait" et un système "Porc". Par ailleurs, nous savons qu'il existe des zones plus ou moins favorables à certains organismes et pouvons, au travers des associations "paysage" X "organisme", évaluer si les simulations sont favorables ou non à ces organismes. Pour cela nous utilisons le modèle prédictif de l'abondance des carabes de maïs que nous avons développé (cf Chapitre 1 partie 3) ; dans ce modèle, la longueur d'interfaces entre maïs et cultures d'hiver dans des fenêtres de 500 mètres de rayon (soit 78,5 ha) est positivement corrélée aux abondances de carabes. Nous avons donc mis en place un protocole d'analyse basé sur quatre phases consécutives :

## Agriconnect

1. Afin de faire ressortir les zones potentiellement favorables aux carabes des maïs, nous simulons sur cinq années consécutives à l'aide des modèles les cartes annuelles de longueurs d'interfaces maïs / cultures d'hiver dans des fenêtres de 500 mètres.

2. Afin de discriminer des zones favorables, nous seuillons chaque fenêtre des cartes à l'aide d'une valeur de longueur d'interfaces supposée minimale (liMin) pour définir une bonne qualité. Cette valeur est dans notre exemple fixée à 2 km (liMin = 2000) de longueurs d'interfaces maïs / cultures d'hiver dans des fenêtres de 500 mètres.

3. Afin de montrer les zones temporellement connectées, nous sommons les cartes de seuils en une seule.

4. Enfin, nous seuillons cette carte de somme à l'aide d'une valeur représentant une connectivité temporelle minimale (ctMin) pour définir une qualité viable dans le temps. Cette valeur est dans notre exemple posée à 4 années (sur les 5 simulées) (ctMin = 4) . C'est-à-dire que nous considérons qu'un espace de « bonne qualité » quatre années sur cinq offre des continuités durables.

Pour l'exemple de la Figure 17, nous avons utilisé 2 scénarios contrastés, un scénario "tout porcin" dans lequel l'ensemble des exploitations agricoles a comme système de production le système "Porc" et un scénario "mixte" dans lequel une moitié des exploitations a comme système de production le système "Porc" et l'autre moitié le système "Lait". Nous voyons que dans le scénario tout porcin, non seulement les longueurs d'interfaces sont annuellement suffisantes pour offrir des habitats aux organismes considérés mais aussi que cette connectivité est durable temporellement. A l'inverse nous observons dans le scénario mixte que malgré une connectivité spatiale annuelle plus faible mais existante tous les ans sur la zone, il n'y a pas ou peu de recouvrement de cette connectivité sur l'ensemble des années.

Bien entendu, la méthode est générique et adaptable aux organismes considérés. Notamment les valeurs de seuils sont ajustables ainsi que la méthode de connectivité temporelle. Nous aurions pu par exemple travailler non pas en somme d'habitats annuels mais en continuités temporelles 2 à 2, année après année. Nous aurions également pu considérer une tolérance spatiale dans cette connectivité temporelle, sorte de "stepping stone" temporelle.

### Conclusion:

Cette démarche d'écopaysage permet une évaluation des continuités au sein de paysages. La modélisation, dans des situations pour lesquelles l'expérimentation n'est pas possible, est une voie intéressante pour évaluer le poids des différents systèmes de production sur la constitution d'écopaysages favorables. Changer les systèmes de production n'est pas chose aisée, mais le modèle peut aussi servir à 1) tester les conséquences de certains scénarios d'évolution des systèmes et 2) d'analyser la façon dont les coordinations entre agriculteurs peuvent conserver les continuités.

Enfin, cette méthode peut aussi être la base de la mobilisation de données existantes pour affiner le modèle écologique, en particulier en prenant en compte les successions culturales et la suite de patrons spatiaux qu'elles produisent.

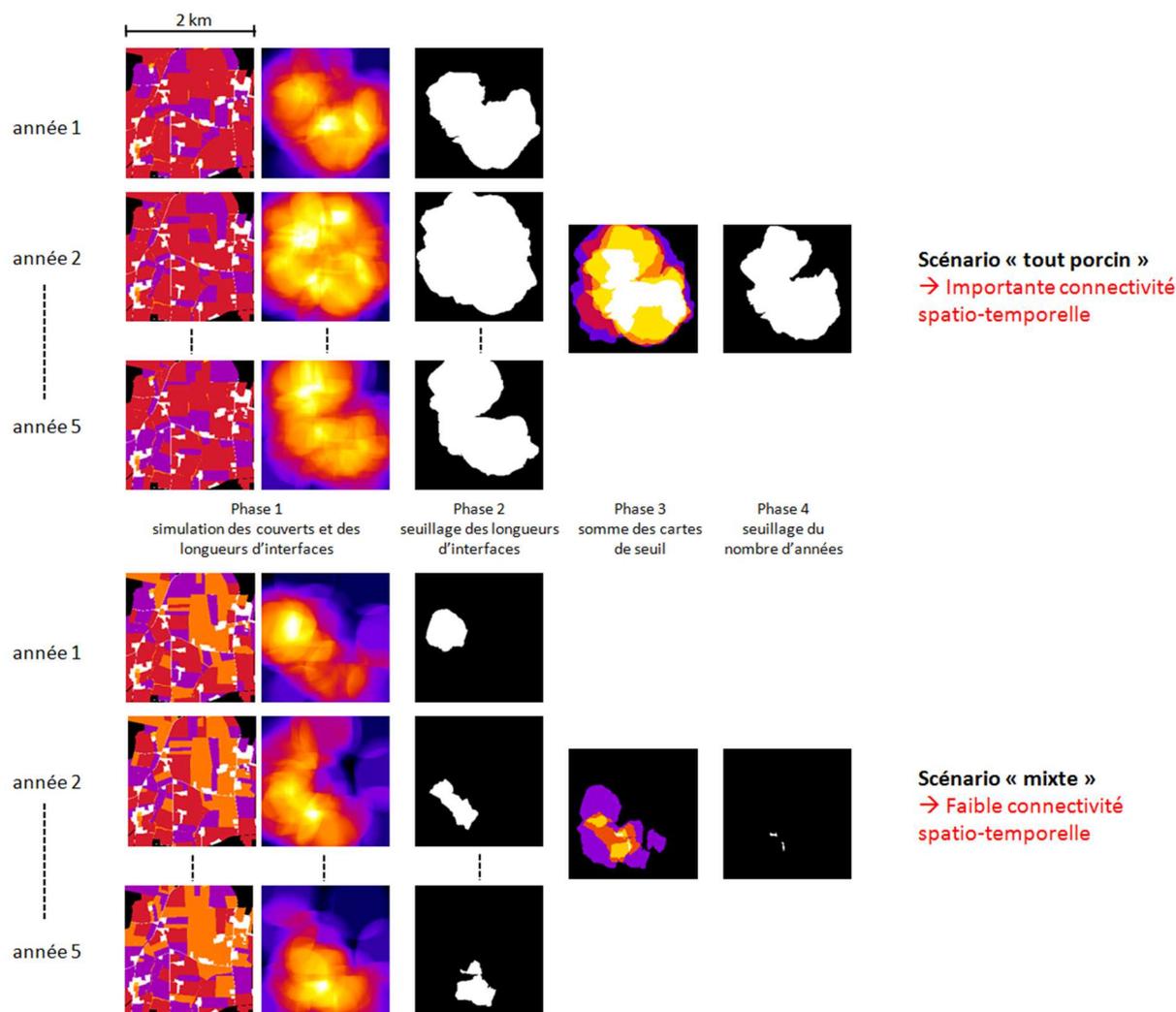


Figure 17: « écopaysages » définis à partir des modèles de simulation agronomiques et la comparaison de 2 scénarios, "tout porcin" et "mixte"

#### d) le point de vue juridique sur les écopaysages

L'intérêt pour le concept d'écopaysage en droit peut être immédiat au sens où cet ancrage territorial semble présenter une approche plus aisée pour répondre à la logique de la trame verte. Contrairement au discours récurrent sur la définition juridique de la trame, elle ne se résume pas à des réservoirs de biodiversité reliés entre eux par un corridor écologique. La définition juridique est beaucoup plus subtile et reflète les différents enjeux de l'écologie du paysage ainsi que sa complexité. De cette grande liberté d'action, il ne peut qu'en résulter une attente forte des acteurs institutionnels auprès des écologues du paysage pour identifier des trames de façon la plus opérationnelle et reposant sur le maximum de légitimité scientifique. Les écopaysages semblent mieux s'y prêter à condition de pouvoir en asseoir le contenu. L'existence de méthodes scientifiques divergentes n'est pas en soi un frein à ce recours aux éco-paysages, le législateur décidera in fine la méthode répondant le mieux aux objectifs de sa politique et l'imposera.

Plus encore, le caractère séduisant de l'écopaysage d'un point de vue juridico-politique peut être que les éco-paysages puissent répondre à plusieurs autres rôles que favoriser celui de la circulation des espèces. Cet aspect est d'ores et déjà perceptible dans le cadre des actuelles trames vertes mais apparaît ou est au moins présenté comme subsidiaire. En d'autres termes, par cet intermédiaire, les écopaysages peuvent contribuer à alimenter la légitimité sociale, l'acceptabilité sociale et donc d'une certaine manière juridique des trames. Le risque existe toutefois que, par le biais des éco-paysages, la

connectivité recherchée ne devienne qu'un paramètre parmi d'autres, absorbée par l'attractivité des services rendus par cet espace.

## 11. Références citées dans le texte

- Akplogan M. et al. 2012. Solving the Crop Allocation Problem using Hard and Soft Constraints. *RAIRO - Operations Research* 47(2): 151-172
- Benoît M. (1990) La gestion territoriale de l'activité agricole dans un village lorrain. *Mappemonde* 4:15-17.
- Baudry, J. and H. G. Merriam (1988). "Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. IN Schreiber K.F. *Connectivity in Landscape Ecology*. Proc. 2nd IALE seminar." *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 23-28.
- Beard K.H., Gilbert-Norton L., Stevens J.R. & Wilson R. 2009. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24(660-338) doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x
- Blake J.G. & Karr J.R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology*, 68:1724-1734.
- Bodiguel L. « Les clauses environnementales dans le statut du fermage », *Revue de droit rural*, n° 398, déc. 2011, 27-33
- Bodiguel, L. Quand le droit agro-environnemental transcende le droit rural. *Réflexions suite à la loi d'Avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014*, *Revue de droit rural*, n° 430, février 2015, dossier 6)
- Bossuyt B. Hermy M. & Deckers J. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 628-638.
- Boussard H. et al, 2010. Spatial link specifications in the APILand simulation approach: an application to the coupling of a faram model and a carabid population model, *LANDMOD2010*, Montpellier, 03-05 fev. 2010, <http://www.symposcience.org/exl-php/colloques/53-colloque.htm>
- Boussard H., Baudry J. (2014) *Chloe2012 : a software for landscape pattern analysis* (<http://www.rennes.inra.fr/sad/outils-produits/outils-informatiques/chloe>).
- Brunschwig et al. 2006. Contraintes géographiques et modes d'utilisation des parcelles en élevage bovin laitier et allaitant. *Fourrages*, 185, 83-95.
- Burel F. 1991. *Dynamique d'un paysage réseaux et flux biologiques*. Thèse Université de Rennes I, Rennes, France.
- Burel F., Aviron S., Baudry J., Le Feon V., Vasseur C. (2013). The structure and dynamics of agricultural landscapes as drivers of biodiversity. Pp. 285-308 in: Fu B. and Jones B., "Landscape ecology for sustainable environment and culture", Elsevier.
- Cain, M. L., Damman, H., & Muir, A. (1998). Seed dispersal and the Holocene migration of woodland herbs. *Ecological monographs*, 68(3), 325-347.
- Castellazzi M.S. et al. 2010. Simulation scenarios of spatio-temporal arrangement of crops at the landscape scale. *Environmental Modelling and Software*, 25(12):1881-1889.
- Davies, Z.G. & Pullin, A.S. (2006). Do hedgerow corridors increase the population viability of woodland species? *Systematic Review* No. 8. Part A. Centre for Evidence-Based Conservation, University of Birmingham, Birmingham, UK
- Duflot R. (2010-2013) *Effet de la composition et de l'organisation spatiale des paysages agricoles sur la biodiversité*. Thèse Université de Rennes 1.
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67:345-366.
- Dury J. et al (2011) Models to support cropping plan and crop rotation decisions. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. DOI: 10.1007/s13593-011-0037-x.
- Fitzgibbon C. D. (1997) Small mammals in farm woodlands : The effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* 34 : 530-539
- Fournier E., Loreau M. 2001. Activity and satiation state in *Pterostichus melanarius*: an experiment in different agricultural habitats. *Ecological Entomology* 26 : 235-244.
- Fuentes M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *TREE* 15(487-488)

- Garcia F. et al (2005) Tournesol : un modèle pour simuler les assolements en exploitation bovine laitière, Rencontres Recherche Ruminants. pp. 195-198.
- Gil-Tena, A., Nabucet, J., Mony, C., Abadie, J., Saura S., Butet, A., Burel, F., Ernoult, A. (2014). Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach. *Community Ecology*, 15: 256-268.
- Grashof-Bakdam, C., (1997). Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science*, 8: 21-28.
- Gurnell, A., & Petts, G. (2006). Trees as riparian engineers: the Tagliamento River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(12), 1558-1574.
- Hannon, S.J. and Schmiegelow, F.K.A., (2002). Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. *Ecological Applications*, 12: 1457-1468.
- Hanski I., Thomas C. D. (1994) Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. *Biological Conservation* 68(2):167-180.
- Holland J.M. 2002. The Agroecology of Carabid Beetles, Intercept Ltd.
- Holland J.M., Luff M.L. 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews* 5 : 109-129.
- Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*, 201-228.
- Joannon A. et al (2008) Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird. *Agronomy for Sustainable Development* 28:379-387. DOI: 10.1051/agro:2008011.
- Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2, 125-166.
- Lalechère E. (2014) Evaluation par modélisation statistique et informatique de la diversité potentielle des carabes à l'échelle des paysages. Diplôme d'ingénieur, ESA Angers - Agrocampus-ouest - Université Rennes 2.
- Maisonhaute J-E. (2010) Influence de la structure du paysage sur l'assemblage des prédateurs terricoles dans les zones agricoles non cultivées. Thèse université du Québec.
- Matlack, G. R. (1994). Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology*, 75(5), 1491-1502.
- Maxime F. et al. (1995). Aide au raisonnement de l'assolement en grande culture, *Cahiers Agric.* 4, 351-362.
- Moilanen, A. & Hanski, I. (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95, 147-151
- Ouin A., Paillat G., Butet A., Burel F. (2000) Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the mont saint michel bay (france). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78 : 159-165
- Peterken, G. F., & Game, M. (1981). Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. *The Journal of Ecology*, 781-796.
- Petit, S. and F. Burel (1998). "Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape." *Compte rendu Académie des Sciences Paris, Sciences de la vie* 321: 55-61.
- Purvis G., Fadl A. 1996. Emergence of Carabidae (Coleoptera) from pupation: A technique for studying the "productivity" of carabid habitats. *Annales Zoologici Fennici* 33 : 215-223.
- Purvis G., Fadl A. 2002. The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia* 46 : 452-474.
- Réseaux d'élevage (2007). Références Systèmes lait + viande bovine en Bretagne. Ed. Pôle herbivore Chambre d'Agriculture de Bretagne, Rennes, France. 24 pages
- Roche B. et al. (2013). Crop acreage allocation decisions on intensive mixed crop-livestock farms. 64th annual meeting of the European Association for Animal Production
- Saura S. & Rubio L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523-537
- SAURA, S. AND J. TORNE (2009). "Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity." *Environmental Modelling & Software* 24(1): 135-139. <http://www.conefor.org>.

- Schaller N. et al. (2012). Combining farmers' decision rules and landscape stochastic regularities for landscape modelling. *Landscape ecology* 27(3): 433-446.
- Schmidt, M., Sommer, K., Kriebitzsch, W. U., Ellenberg, H., & von Oheimb, G. (2004). Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research*, 123(2), 167-176.
- Schulze, E-D., Beck, E., Müller-Hohenstein, K. (2005): *Plant Ecology*. Springer, Berlin
- Soons, M. B., & Ozinga, W. A. (2005). How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species?. *Diversity and Distributions*, 11(2), 165-172.
- Stevenson-Holt, C. D., K. Watts, C. C. Bellamy, O. T. Nevin and A. D. Ramsey (2014) "Defining Landscape Resistance Values in Least-Cost Connectivity Models for the Invasive Grey Squirrel: A Comparison of Approaches Using Expert-Opinion and Habitat Suitability Modelling." *PLOS-One* 9(11): e112119.
- Ter Heerdt, G. N. J., Schutter, A., & Bakker, J. P. (1999). The effect of water supply on seed-bank analysis using the seedling-emergence method. *Functional Ecology*, 13(3), 428-430.
- Tewsbury, J., Levey, D., Haddad, N., Sargent, S., Oroock, J., Wedlon, A., Danielson, B., Brinkerhoff, J., Damschen, E. & Townsend, P., (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *PNAS*, 99: 12923-12926.
- Thenail C. et al (2009) The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131:207-219. DOI: 10.1016/j.agee.2009.01.015.
- Thiele H.U. 1977. *Carabid beetle in their environments*. Springer-Verlag, Heidelberg, New-York.
- Thomas C.F.G., Parkinson L. Griffiths G.J.K., Fernandez Garcia A., Marshall E.J.P. 2001. Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *Journal of Applied Ecology* 38 : 100-116.
- Varchola, J.M., et Dunn, J.P. (1999). Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 41-49.
- Vannier C., Hubert-Moy L., (2014). Multiscale comparison of remote-sensing data for linear woody vegetation mapping, *International Journal of Remote Sensing*, 35(21): 7376-7399, DOI:10.1080/01431161.2014.968683
- 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
- Vittoz P. & Engler R. (2007). Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Bot. Helv.* 117: 109-124
- Weldon, A.J. (2006) How corridors reduce indigo bunting nests. *Conservation Biology* 20: 1300-1305.
- Wolters, M., Geertsema, J., Chang, E. R., Veeneklaas, R. M., Carey, P. D., & Bakker, J. P. (2004). Astroturf seed traps for studying hydrochory. *Functional Ecology*, 18(1), 141-147.
- Zeller, K. A., K. McGarigal and A. R. Whiteley (2012). "Estimating landscape resistance to movement: a review." *Landscape Ecology* 27(6): 777-797.

<http://thema.univ-fcomte.fr/productions/graphab/fr-home.html>

## 12. Quelques éléments de glossaire

**Assolement** : il correspond à l'ensemble des surfaces annuelles de chaque couvert d'une exploitation agricole. Cet assolement peut être spatialisé si la localisation des couverts est considérée.

**capacité de dispersion** : la dispersion désigne de manière générale tous les processus par lesquels des êtres vivants, se séparant (ou étant séparés) géographiquement d'une population d'origine, colonisent

(ou recolonisent) un nouveau territoire. La capacité de dispersion désigne la distance moyenne à laquelle les individus peuvent disperser.

**diversité alpha** : richesse en espèces au sein d'un écosystème local.

**diversité gamma** : richesse en espèces au niveau régional ou géographique

**dPCflux**. Flux des connexions d'une tache avec toutes les autres taches lorsque l'on considère cette tache comme le noeud de départ ou d'arrivée.

**Dyszoochorie** : transport volontaire des graines par voie externe par des espèces animales et stockage sous forme de cachette pour établir des réserves de nourriture en vue d'une utilisation ultérieure. La germination de ces graines a lieu lorsque l'animal oublie la localisation des cachettes qu'il a utilisées.

**Endozoochorie** : Dispersion des graines par consommation de celles-ci par des espèces animales. Les graines transitent le long du système digestif en résistant aux sucs et sont disséminées, intactes, dans les déjections de l'animal. L'efficacité de ce mode de dispersion dépend de l'attractivité des graines pour les disperseurs (tissus nutritifs, odeur, couleur, ...)

**Entropie de Shannon SE** : peut être décomposée comme la somme de deux termes : la contribution de l'intensité ( $SE_I$ ) qui dépend de la puissance totale rétrodiffusée et la contribution polarimétrique ( $SE_P$ ) qui dépend du degré Barakat de polarisation. En d'autres termes, SE mesure le caractère aléatoire de la diffusion d'un pixel qui peut être dû à la variation de la puissance ou à la variation de polarisation de rétrodiffusion.

**Epizoochorie** : dispersion externe involontaire des graines par les espèces animales par accrochage de ces dernières sur la fourrure ou le plumage des individus grâce à des structures morphologiques (crochet, poil collant,...) ou non.

**Grain du paysage bocager**: mesure de l'influence du réseau de haies sur l'ensemble du paysage. Cette mesure est plus fine que la densité de haie, car elle prend en compte la géométrie des mailles bocagères; à densité de haie identique, les mailles carrées sont moins influencées par le réseau de haies que les mailles allongées. Un grain fin correspond à un bocage à petites mailles sous l'influence des haies, un grain grossier à une influence faible du réseau

**Interface** : c'est une délimitation nette ou une ligne de séparation entre deux types d'éléments paysagers, qu'ils soient semi-naturels ou des couverts cultivés

**Librairie JAVA CHOCO3** : [Choco](#) est une librairie écrite en java permettant de faire ce que l'on appelle de la programmation par contraintes (ou Constraint Solving Programming en anglais --> CSP). Grossièrement, cela signifie que cette librairie permet de trouver pour chaque variable d'un problème, un ensemble de valeur satisfaisant des règles (contraintes) imposées.

**Matrice** d'un paysage est définie comme tout élément prédominant dans lequel sont plongés les taches et les corridors, c'est l'élément le plus continu : bien souvent, elle est implicitement définie comme l'ensemble des milieux qui ne sont pas reconnus comme taches d'habitat.

**Paramètre polarimétrique** : dérivé des images radar il permet d'étudier la polarisation du rayonnement en hyperfréquences, c'est-à-dire l'orientation du champ électromagnétique par rapport au plan d'incidence.

**Pourcentage de recouvrement** : pourcentage de la surface du sol recouverte par une espèce donnée

**Règle de décision** : il s'agit de formaliser la manière dont l'agriculteur décide de ses choix techniques, et plus spécifiquement dans notre étude, de ses choix d'allocation de couverts dans ses parcelles. Elles associent une variable et un seuil et peuvent être exprimées en valeur brute ou relative, par exemple

**Rugosité des habitats** : plus ou moins grande difficulté rencontrée par les organismes pour traverser un habitat

**Système de production** : dans notre analyse il correspond aux orientations prises par l'agriculteur en terme d'objectif de production et les moyens associés : production de porcs avec ou sans fabrication à la ferme, production laitière intensive basée sur une alimentation à base de maïs, production laitière intensive basée sur le pâturage, etc. Un système de production est associé à chaque ferme et réciproquement.

**Zoochorie** : mode de dispersion des graines assurée par les espèces animales. Ce type de dispersion présente l'avantage de faire franchir de grandes distances aux graines.