HAL
open science

Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager

Clémence Vannier

▶ **To cite this version:**

Clémence Vannier. Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager. Géographie. Université Rennes 2, 2011. Français. NNT : . tel-00651991v1

HAL Id: tel-00651991

https://theses.hal.science/tel-00651991v1

Submitted on 14 Dec 2011 (v1), last revised 12 Jan 2012 (v2)

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

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

THESE / UNIVERSITE DE RENNES 2 HAUTE-BRETAGNE
sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne

pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE EUROPEENNE DE BRETAGNE
Mention : Géographie
Ecole doctorale des Sciences Humaines et Sociales

présentée par
Clémence VANNIER

Préparée à l'Unité Mixte de Recherche 6554 LETG et
l'Unité Mixte de Recherche 8504 Géographie-Cités
Université de Rennes 2 Haute-Bretagne

Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : Application au paysage bocager

Thèse soutenue le 8 décembre 2011
devant le jury composé de :

Marc Benoît
Directeur de Recherche - INRA SAD ASTER, Mirecourt / *rapporteur*

Thomas Loveland
Professeur - South Dakota State University, USGS, Vermillion / *rapporteur*

Daniel Delahaye
Professeur - Université de Caen Basse Normandie, Caen / *examinateur*

Didier Josselin
Directeur de Recherche - CNRS UMR Espace, Avignon / *examinateur*

Jean-Pierre Marchand
Professeur Emérite - Université Rennes 2 Haute Bretagne, Rennes / *examinateur*

Lena Sanders
Directrice de Recherche - CNRS UMR Géographie-cités, Paris / Co-directrice de thèse

Laurence Hubert-Moy
Professeure - Université Rennes 2 Haute-Bretagne, Rennes / Directrice de thèse

REMERCIEMENTS

Tout d'abord je tiens à souligner le plaisir que j'ai eu à effectuer cette thèse, à travailler en équipe, et à parvenir au bout de cette aventure qui m'aura menée dans les confins de la Bretagne et parfois même au bout du monde.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mes deux directrices de thèse, Laurence Hubert-Moy et Lena Sanders. Laurence, je tiens à vous adresser mes sincères remerciements pour m'avoir donné l'opportunité d'effectuer cette thèse. Merci également de la confiance que vous m'avez accordée, de votre soutien, votre expérience et vos conseils. Lena, je tiens à t'adresser mes sincères remerciements pour avoir accepté de codiriger cette thèse, j'ai particulièrement apprécié la patience et la pédagogie dont tu as pu faire preuve pour m'encourager à toujours aller de l'avant. A toutes les deux, merci de votre soutien, de votre disponibilité, de votre réactivité, …

Je remercie Marc Benoît, Daniel Delahaye, Didier Josselin, Thomas Loveland et Jean-Pierre Marchand d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse et d'évaluer mon travail.

Dans le cadre de mes travaux de thèse j'ai été accueillie au sein de plusieurs structures : le laboratoire COSTEL de l'UMR 6554 LETG, l'équipe PARIS de l'UMR 8504 Géographie-cités, le Centre Armoricain de Recherche en Environnement (CAREN) devenu l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR).

Je remercie Vincent Dubreuil ancien directeur du laboratoire COSTEL et Laurence Hubert-Moy actuelle directrice, de m'avoir accueillie au sein du laboratoire. Je tiens à remercier également sincèrement les secrétaires Roselyne, Marie-France, Nicole et Sébastien pour leur aide toujours efficace dans la gestion des questions administratives. Je tiens également à remercier tous les membres du laboratoire COSTEL pour leur accueil et leur sympathie. Plus particulièrement, je remercie le grand chef Samuel de nous avoir initiés aux joies du terrain sur son Yar adoré (où l'on déguste d'excellentes têtes de veau) ; merci également à Valérie pour ses nombreux « coups de main » et son soutien ; merci aux doctorants, postdocs, stagiaires, du laboratoire qui à un moment ou à un autre ont pu m'apporter leur aide, merci donc à Rémi, Rahim, Sébastien, Antoine, Damien, Max, Pauline, Emilie …

Je remercie Nadine Cattan ancienne directrice de l'équipe PARIS et Céline Vacchiani-Marcuzzo actuelle directrice de m'avoir accueillie au sein du laboratoire ainsi que l'ensemble des membres de l'équipe pour leur accueil et de leur sympathie. Merci aux doctorants et jeunes docteurs avec qui j'ai pu partager de bons moments au 5ème étage ou en colloque : Florent, Thomas, Matthieu, Elodie, Marion, Antoine, Marie-Noëlle, Pierre, Hadrien, Sylvain, Stavros …

Au cours de ces quatre années, mes travaux de thèse m'ont amenée à rencontrer beaucoup de gens passionnants et passionnés et cela a souvent abouti à de très belles collaborations. Pour cela, je remercie très sincèrement les membres de l'équipe de l'INRA-SAD Paysage de Rennes qui m'ont beaucoup apporté sur le plan scientifique et humain, merci à Jacques Baudry, Chloé Vasseur, Claudine Thenail, Alexandre Joannon, Hugues Boussard, … Je tiens également à remercier très sincèrement Arnaud Banos pour m'avoir lancé sur la piste des tortues et m'avoir encouragé et aidé

dans cette voie avec une grande efficacité ; merci également à l'ensemble du collectif MAPS. Merci à Malika Madelin, qui a toujours été présente dès que j'ai eu besoin d'elle. Je tiens également à remercier tout particulièrement Chloé, Violette, Thomas et Joffrey sans qui je n'aurai jamais su ce qu'est un ecto(p)therme voir poïkilotherme sur les bords (et mi-choucroute par derrière), ou encore comment épingler correctement une abeille morte par overdose de « Paic-citron », piéger un carabe par la méthode dite de « Cobac-parc » et je ne m'étendrai pas sur les sinistres détails de la vie des parasitoïdes de drosophiles ! Merci à mes PQC préférés ;-)

Je tiens à décerner officiellement une mention très spéciale à JEAN, si je devais lister l'ensemble des raisons de cette faveur cela occuperai un deuxième tome de ce manuscrit. En bref, Jean (alias *Jeanus*), est descendu du fin fond de sa ~~Normandie~~ Bretagne natale pour nous apprendre à distinguer un chêne d'un châtaigner, un blé d'un maïs, un RGA d'un RGI, un orge d'un tritical … et une mauvaise herbe d'un plant d'aubergine … Jean est l'homme avec qui en théorie tout fonctionne, mais juste en théorie finalement, … Jean est le spécialiste mondial de la pomme, du cidre, du cochon, des poules, des canards, de l'algue verte, de la menuiserie … et j'en passe ! Jean est l'homme qui manie aussi bien les pixels que les tracteurs. Alors, comme on dit par chez toi : *Bennozh Doue Jeanus!*

Pour leur soutien sans faille et indispensable dans les bons moments comme dans les moins bons, je remercie très sincèrement ma blonde Sabrina (qui doit être au point pour faire toute seule ses classifs sur Idrisi maintenant), ma deuxième blonde Sophie, Miss Univers Jennix, … Merci aussi à mes frères pour leurs nombreuses relectures, leur aide précieuse concernant les corrections d'orthographe et de syntaxe de ce manuscrit et surtout merci à leurs deux assistantes Violette et Jennifer. Je dois également à cette dernière un logo de *DySPATSH* en haute définition, un tuning de vraie pro ! Une pensée va également aux membres de ma famille, d'un soutien sans faille, qui vont enfin pouvoir être éclairés sur mes activités « de laboratoire » par la lecture complète (!) de ce manuscrit.

Enfin, merci à celui qui m'a accompagné chaque jours durant cette thèse, qui m'a toujours été d'un soutien inconditionnel, qui a cru en moi même quand moi je n'y croyais pas … pour cela et pour le reste, un immense merci !

Il y a des acteurs dans cette thèse dont on ne soupçonne pas forcément l'importance à la lecture de ce manuscrit mais qui ont tous été indispensables. Je remercie donc les 584 litres de café nécessaires dans les bons et les mauvais moments ; les 10 512 000 clics qui m'ont accompagnés pour la constitution du gros million de polygones traités en quatre ans, un peu envahissants par moment mais finalement de bons compagnons de route ; les 11 682 mails de « boulot » qui m'ont encouragé à toujours leur répondre ; les 6 436 796 319 pixels, soit près de 1 pixel par humain sur la planète, toujours bien carrés dans le travail et qui ont été très très présents tout au long de ma thèse ; merci aux 3 969 234 tortues sacrifiées qui ont participé à la réalisation de mon modèle toujours dans la bonne humeur, enfin, merci à l'International Institute of La RACHE pour leur apport conceptuel.

« *En essayant continuellement on finit par réussir.*
Donc : plus ça rate, plus on a de chance que ça marche. »

Devise Shadoks
(Jacques Rouxel)

Je dédicace cette thèse à toutes les personnes
qui ont cru en moi, m'ont fait confiance, m'ont aidé et m'ont soutenu,
et à celle qui me donne chaque jour ma force et ma détermination.

LISTE DE SIGLES ET ACRONYMES

5S	Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire
ABM	Agent-Based Model
ACP	Analyse en Composantes Principales
AFC	Analyse Factorielle des Correspondances
ASP	Agence de Services et de Paiement
BEP	Bretagne Eau Pure
BD	Base de Données
CAREN	Centre Armoricain de Recherche en ENvironnement
CASI	Compact Airborne Spectrographic Imager
CAUE	Conseil d'Architecture, d'Urbanisme et d'Environnement
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
CORINE	Co-Ordination of Information on the Environment
COSTEL	Climat et Occupation du Sol par TELédétection
DEFRA	Department From Environment, Food and Rural Affair (UK)
DRAAF	Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
DySPATSH	Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies
EOS	Earth Observing System
EUNIS	EUropean Nature Information System
GLM	Generalized Linear Model
HRS	Haute Résolution Spatiale
IBM	Individual-Based Model
IFN	Inventaire Forestier National
IGN	Institut Géographique National
ILTER	International Long-Term Ecological Research
INRA	Institut National de la Recherche en Agronomie
INSPIRE	INfrastructure for SPatial Information in the European Community
IRS LISS	Indian Remote Sensing satellite Linear Imaging and Self Scanning sensor
KOMPSAT	KOrea Multi-Purpose SATellite
LAI	Leaf Area Index
Landsat ETM+	Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus
Landsat TM	Landsat Thematic Mapper
LiDAR	Light Detection And Ranging
LTER	Long-Term Ecosystem Research network
UMR	Unité Mixte de Recherche
MAPS	Modélisation multi-Agents appliquée aux Phénomènes Spatialisés
MNE	Modèle Numérique d'Elévation
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectrometer
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index

NTF	Nouvelle Triangulation Française
ODD	Overview Design concepts and Details
ODEM	Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan
OSUR	Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes
PAC	Politique Agricole Commune
PRF	Pulse Repetition Frequency
RGA	Recensement Général Agricole
RGE	Référentiel géographique à Grande Echelle
RGF	Réseau Géodésique Français
RPG	Registre Parcellaire Graphique
SAU	Surface Agricole Utile
SCEES	Service Central des Etudes et Enquêtes Statistiques
SIG	Système d'Information Géographique
SMA	Système Multi-Agents
SPOT	Satellite Pour l'Observation de la Terre
STH	Surface Toujours en Herbe
TerUti-LUCAS	Utilisation du Territoire – Land Use/Cover Area frame Statistical Survey
THRS	Très Haute Résolution Spatiale
ULM	Ultra Léger Motorisé
VNIR	Visible and Near Infra Red
ZAA	Zone Atelier Armorique

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS iii
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES vii
SOMMAIRE ix

INTRODUCTION GENERALE 1

PARTIE 1 - ETUDE DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER 7

INTRODUCTION 9
CHAPITRE 1 – LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : TYPOLOGIE ET ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE 11
CHAPITRE 2 – LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : ETAT DE L'ART 39
CHAPITRE 3 – LES SITES D'ETUDE 61
CONCLUSION 79

PARTIE 2 - OBSERVATION DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER PAR TELEDETECTION 81

INTRODUCTION 83
CHAPITRE 4 – LE PAYSAGE BOCAGER OBSERVE A L'ECHELLE REGIONALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A MOYENNE RESOLUTION 85
CHAPITRE 5 – IDENTIFICATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A HAUTE ET TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE 109
CHAPITRE 6 – CARACTERISATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE ET DE DONNEES 3D LIDAR 157
CONCLUSION 181

PARTIE 3 - ANALYSE SPATIALE ET MODELISATION DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER 183

INTRODUCTION 185
CHAPITRE 7 – ANALYSE SPATIALE DES PATRONS D'ORGANISATION DES PRATIQUES AGRICOLES 187
CHAPITRE 8 – UN MODELE MULTI-AGENTS POUR L'ANALYSE DE LA DYNAMIQUE D'EVOLUTION DES HAIES 221
CONCLUSION 257

CONCLUSION GENERALE 259

BIBLIOGRAPHIE 263
ANNEXE 281
LISTE DES ENCADRES 289
LISTE DES FIGURES 290
LISTE DES TABLEAUX 298
TABLE DES MATIERES 302

INTRODUCTION GENERALE

Aujourd'hui notre environnement connaît des bouleversements fondamentaux dus en grande partie à l'action de l'Homme sur les milieux. En effet, tandis que les phénomènes climatiques et biophysiques ont été pendant longtemps les moteurs principaux des transformations des surfaces terrestres, l'homme est aujourd'hui à l'origine de la majeure partie des transformations qui affectent les écosystèmes terrestres (Steffen *et al.,* 2004). Ainsi, les changements d'occupation et d'utilisation du sol résultent d'interactions complexes entre systèmes sociaux et systèmes environnementaux qui évoluent dans le temps (Hubert-Moy, 2004). Ce sont les pratiques des acteurs sur le territoire, ainsi que l'évolution de ces pratiques, qui jouent un rôle fondamental sur les modifications de l'usage des sols et par conséquent des écosystèmes environnementaux (Figure I.1).

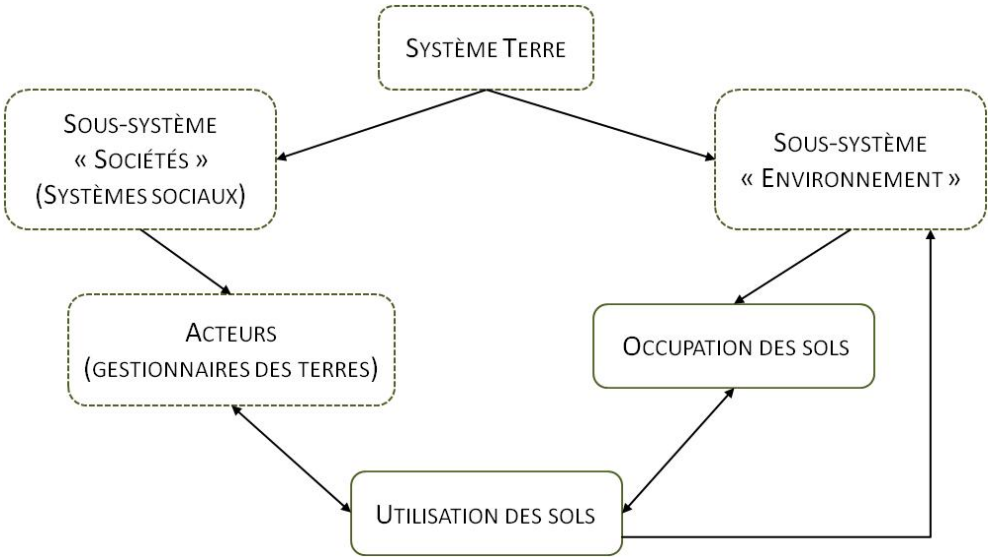


Figure I.1 – Cadre conceptuel de l'occupation et de l'utilisation des sols (Hubert-Moy 2004).

En l'espace de quelques décennies, l'agriculture Française a connu un certain nombre de mutations. L'agriculture familiale de subsistance s'est transformée en une agriculture surproductrice et exportatrice au niveau mondial (MEA, 2005). Le changement de système de production et l'accroissement de la productivité se sont accompagné de fortes modifications de l'utilisation des sols et d'une restructuration des paysages agraires (Pointereau, 2002). Dans les régions caractérisées par une agriculture intensive, les modifications des pratiques agricoles et par voie de conséquence des patrons d'organisation paysagère ont entraîné d'importantes conséquences écologiques, sociales et économiques (Mannion, 1995 ; Benoît, Papy, 1997 ; Loveland *et al.,* 2005). Les pratiques agricoles apparaissent alors comme centrales dans les questions actuelles portant sur la durabilité de l'agriculture. Elles influent sur les structures paysagères dont l'évolution est de plus en plus souvent invoquée dans les questions de politiques territoriales et d'environnement. Ces questions

préoccupent les pouvoirs publics et les citoyens, car ces changements d'occupation des sols et de pratiques agricoles ont des impacts socio-économiques avérés. Dans les régions bocagères comme la Bretagne, la gestion du réseau de haies joue un rôle déterminant dans la conservation des écosystèmes, de la biodiversité tant faunistique que floristique, mais aussi sur la qualité de l'eau, des sols, … et sur le plan énergétique (Deffontaines *et al.*, 1993 ; Cheverry, 1998 ; Barr, Petit, 2001 ; Burel, Baudry, 2005 ; Lotfi *et al.*, 2010).

Aujourd'hui, les pratiques agricoles et leur dynamique spatio-temporelle sur les territoires sont encore largement méconnues. Si les changements d'occupation des sols ont fait l'objet de nombreux travaux et d'inventaires réguliers que ce soit à l'échelle locale, à l'échelle nationale ou même globale depuis le programme LUCC (Land Use and Cover Change) (Lambin *et al.*, 1999), *a contrario* l'étude de la plupart des pratiques agricoles est beaucoup plus lacunaire et le plus souvent restreinte à des échelles locales (Townshend, Justice, 1988 ; Benoît, Papy, 1997 ; Thenail *et al.*, 2003 ; Corgne, 2004). Les pratiques agricoles associées au réseau bocager n'échappent pas à cette règle : les inventaires de l'implantation de haies existent, mais, peu nombreux, ils ne sont pas exhaustifs (Agreste, 2010 ; IGN). Par ailleurs, les pratiques effectuées sur le réseau bocager n'ont été inventoriées que sur des zones restreintes, le plus souvent à partir de relevés effectués sur le terrain ou par photo-interprétation de clichés aériens (Marshall, Maudsley, 2001 ; Thenail, Codet, 2003 ; DEFRA, 2007 ; Lotfi *et al.*, 2010).

L'absence d'information sur les pratiques agricoles associées au réseau bocager s'explique par le fait que jusqu'à présent les outils et méthodes existantes pour les inventorier n'étaient pas adaptées (Townshend, Justice, 1988 ; Moody, Woodcock, 1995 ; Hubert-Moy, 2004). Les haies sont des éléments paysagers très fins et leur détection nécessite d'employer des données de télédétection permettant d'appréhender le paysage avec une grande précision. Depuis quelques années, l'arrivée de capteurs ayant des résolutions spatiales élevées ouvre de nouvelles perspectives pour identifier et caractériser ces pratiques (Lennon *et al.*, 2000 ; Collins *et al.*, 2004 ; Johansen, Phinn, 2004 ; Aksoy *et al.*, 2010). Parallèlement, les méthodes de traitement d'image ont beaucoup progressé et permettent de traiter les données à très haute résolution spatiale (Baatz, Schape, 2000 ; Benz *et al.*, 2004). Toutefois, n'ayant pas encore été utilisées pour étudier les pratiques agricoles effectuées sur les haies, ces données et méthodes restent à évaluer pour cela.

Parallèlement, de gros progrès ont été effectués ces dernières années dans le domaine de la modélisation des paysages. Il est aujourd'hui envisageable d'utiliser des modèles pour simuler le fonctionnement des pratiques agricoles sur le territoire (Parker *et al.,* 2003 ; Boulanger, Bréchet, 2005 ; Matthews *et al.,* 2007). Toutefois, il n'existe pas encore de modèles dédiés à la simulation de pratiques agricoles sur le réseau bocager.

Les objectifs poursuivis dans cette thèse sont d'étudier les pratiques agricoles effectuées sur les haies en Bretagne et d'en modéliser le fonctionnement afin de comprendre comment elles influencent la dynamique du paysage. Les principales questions auxquelles elle vise à répondre sont : Comment observer, caractériser, analyser, représenter, à différentes échelles, des structures spatiales dynamiques comme des haies bocagères, organisées sous la forme d'un réseau ? Est-il possible d'identifier les conséquences des pratiques agricoles effectuées sur le réseau bocager à

l'échelle du paysage ? Comment évaluer les impacts des pratiques agricoles effectuées par les agriculteurs sur l'évolution du réseau de haies ?

Afin de répondre à ces questions, les méthodes utilisées dans cette thèse s'appuient d'une part sur le traitement d'images de télédétection, d'autre part sur une modélisation multi-agents. Nous faisons l'hypothèse que l'étude des pratiques agricoles effectuées sur le réseau bocager nécessite une observation des haies à plusieurs échelles ainsi qu'une analyse de l'environnement dans lequel elles se situent (Thenail, Baudry, 2004 ; Morlon, 2005 ; Houet *et al.*, 2008). Ainsi, nous utiliserons des images de télédétection à différentes résolutions spatiales pour observer et caractériser les haies. Nous émettons également l'hypothèse que la prise en compte des jeux d'acteurs est une condition indispensable pour faire émerger des processus d'organisation du paysage qui sont soumises aux pratiques agricoles effectuées sur les haies. En conséquence, nous faisons le choix de modéliser les pratiques agricoles avec un type de modèle spatialement explicite et qui prend en compte la dimension des jeux des acteurs et leurs interactions avec le paysage (Ferber, 1995 ; Parker *et al.*, 2003 ; Boulanger, Bréchet, 2005 ; Ferber, 2006 ; Matthews *et al.*, 2007).

Cette thèse, qui s'inscrit dans le champ de l'analyse des interactions entre nature et sociétés, vise à comprendre des dynamiques territoriales résultant de pratiques agricoles, afin de produire des informations utiles à la gestion du territoire au regard d'enjeux environnementaux et économiques (conservation et respect de la biodiversité, évaluation de la ressource en bois-énergie…) (Benoît *et al.*, 2009). Au-delà d'une recherche sur les pratiques agricoles relatives aux haies bocagères, il s'agit de mettre en place une démarche permettant d'étudier l'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles en général. Dans ce cadre, l'enjeu est de déterminer les outils et méthodes adaptés pour identifier des pratiques agricoles territorialisées, afin de définir les formes spatiales qu'elles génèrent, leur organisation spatio-temporelle, et les changements, stabilités, ou rémanences qu'elles impliquent.

Cette thèse s'articule en trois parties :

- La première partie présente la problématique et un état de l'art portant sur l'étude des pratiques agricoles territorialisées associées au réseau bocager. Elle dresse, à partir de l'analyse de la littérature scientifique, un état des données et des méthodes permettant d'observer les pratiques agricoles effectuées sur le réseau bocager, et d'analyser et de modéliser leur fonctionnement au sein d'un territoire agricole. Plus précisément, le premier chapitre fait un état des lieux des différentes définitions du bocage et de la haie tant du point de vue thématique que technique, il expose les fonctionnalités des haies et du bocage, les enjeux de l'étude des pratiques agricoles qui y sont effectuées, et leur organisation spatio-temporelle à différentes échelles au sein du territoire agricole. Le deuxième chapitre effectue un bilan de la littérature scientifique concernant : i- l'analyse des pratiques agricoles effectuées sur le réseau de haies par le biais d'inventaires existants, de données de télédétections classiques (images satellites, photographies aériennes), ou moins courante (capteurs aéroportés hyperspectraux ou lasers) et l'utilisation de méthodes de traitement d'images contextuelles ; ii- la modélisation des changements de l'occupation et de l'utilisation des sols et le fonctionnement des paysages agricoles à partir de systèmes multi-

agents permettant la prise en compte de différents niveaux d'organisation pour la formalisation des interactions entre les acteurs et leur environnement. Le troisième chapitre présente les caractéristiques des sites d'étude à l'échelle régionale, en Bretagne, puis locale, sur la Zone Atelier Armorique.

- La deuxième partie présente l'observation des pratiques agricoles effectuées sur le réseau bocager à partir de données de télédétection à différentes échelles, allant de la moyenne à la très haute résolution spatiale. Ainsi, le quatrième chapitre présente l'observation effectuée sur des successions d'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne à partir de données à moyenne résolution MODIS pour dégager les patrons d'organisation des pratiques agricoles sur le réseau bocager et le contexte d'évolution de ces pratiques. Le cinquième chapitre expose l'évaluation des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale pour identifier le réseau de haies à partir d'une approche contextuelle orientée-objet. Les cartes produites à différentes résolutions sont ensuite évaluées à plusieurs échelles afin de déterminer l'information qu'elles contiennent sur un plan structurel, mais aussi fonctionnel vis-à-vis de la biodiversité. Le sixième chapitre présente l'évaluation des données de télédétection à très haute résolution spatiale et une donnée laser aéroportée de type LiDAR pour la caractérisation des haies à un niveau fin toujours à partir d'une approche contextuelle orientée-objets.

- La troisième partie présente l'analyse spatiale et la modélisation des pratiques agricoles associées au réseau bocager. L'analyse des éléments de structure paysagère au sein du territoire agricole est effectuée à partir des observations produite par télédétection et la modélisation de pratiques agricoles associées au réseau bocager est effectuée à partir d'un modèle multi-agents. Le septième chapitre présente la mise en place d'une méthodologie de caractérisation des types de successions d'occupation du sol des parcelles agricoles et l'analyse de leur répartition spatiale au sein du territoire à deux niveaux d'organisation, la parcelle et l'îlot de parcelles. Cette analyse de la dynamique spatio-temporelle des successions d'occupation du sol est mise en lien avec les types de haies caractérisées à partir des données de télédétection. Le huitième chapitre présente un modèle multi-agents destiné à l'analyse de la Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies (le modèle DySPATSH). Ce modèle, développé sur la plate-forme NetLogo, prend en compte la dimension spatiale des jeux d'acteurs pour modéliser l'influence de pratiques agricoles sur la dynamique du paysage et déterminer l'importance de décisions prises au niveau local sur l'évolution du réseau de haies à une échelle supérieure.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre de deux programmes de recherche : i- le programme « DIVA-Corridors » (2007-2010), dont l'objectif était d'analyser le concept de corridor écologique à l'interface entre les connaissances scientifiques, les réglementations et la mise en place opérationnelle. La question principale de ce programme portait sur des questions d'échelle spatiale pour la détermination et l'analyse des corridors écologiques. Ce travail de thèse a consisté à contribuer à la mise en place de la base de données d'occupation du sol à l'échelle régionale, à la

construction d'indicateurs spatio-temporels adaptés à l'analyse de corridors structurels, à l'évaluation de données de télédétection pour la cartographie d'éléments de corridors écologique (les haies) et à l'évaluation de la fonctionnalité de ces cartes ; ii- le programme ANR « Biodivagrim » (2008-2011,) dont l'objectif vise à comprendre les conséquences des changements d'organisation spatiale des systèmes de culture au niveau parcellaire sur la biodiversité des agroécosystèmes aux niveaux local et territorial. Ce travail de thèse a contribué à la détermination de méthodes d'observation, de caractérisation et de modélisation, des haies bocagères à différentes échelles.

Par ailleurs, la thèse a bénéficié des recherches effectuées sur les pratiques agricoles dans le cadre du programme ADD-COPT (Agriculture et Développement Durable – Conception d'Observatoire des Pratiques Territorialisées). De plus, elle s'inscrit plus largement dans le cadre des activités menées sur la Zone Atelier Armorique (Programme national CNRS-INEE « Zone Atelier »).

Cette thèse a été réalisée au sein du laboratoire COSTEL UMR CNRS 6554 LETG et de l'UMR CNRS 8504 Géographie-cités au sein de l'équipe PARIS. Elle a bénéficié d'un cofinancement par une Bourse de Docteur Ingénieur (BDI) du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et du Conseil d'Architecture d'Urbanisme et d'Environnement du Morbihan (CAUE-56).

PREMIERE PARTIE

ETUDE DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER

INTRODUCTION

DE LA PREMIERE PARTIE

La première partie de ce manuscrit expose les cadres thématique et méthodologique dans lesquels s'inscrit la thèse, en précisant d'une part les enjeux que représente l'étude des pratiques agricoles associées au réseau bocager et d'autre part comment il est possible d'observer, d'analyser, et de modéliser ces pratiques au sein d'un territoire agricole.

L'objectif de cette partie est de mener une réflexion à partir d'un état de l'art afin de pouvoir appréhender l'observation et la modélisation du réseau bocager et des pratiques agricoles qui y sont associées. Ainsi, l'analyse réalisée dans cette première partie devrait permettre de définir précisément les éléments du paysage et les pratiques agricoles qui seront étudiés d'une part et les données, méthodes et échelles relatives pour les observer et les modéliser, d'autre part.

Dans le premier chapitre, nous nous attachons d'abord à définir les termes de « bocage » et de « haie » en montrant la multiplicité des points de vue thématiques et techniques utilisés pour décrire ces éléments du paysage, avant d'analyser le rôle multifonctionnel des haies bocagères. Nous présentons ensuite les pratiques agricoles associées aux haies ainsi que leur organisation spatio-temporelle au sein du territoire agricole. Enfin, nous définissons d'un point de vue technique les objets et les échelles qui permettent d'observer et d'analyser les pratiques agricoles associées au réseau bocager.

Dans le deuxième chapitre, nous dressons dans un premier temps un état des lieux des données et méthodes permettant d'identifier et de caractériser le bocage. Pour cela, nous présentons tout d'abord une synthèse des inventaires existant sur les modes d'occupation et d'utilisation des sols ainsi que des cartes du réseau bocager ; puis nous analysons les données et méthodes utilisées pour identifier et caractériser le réseau de haies à partir de données de télédétection. Dans un second temps, nous présentons les outils permettant de modéliser les pratiques agricoles.

Dans le troisième chapitre, nous présentons le paysage agricole bocager étudié dans cette thèse : les caractéristiques du bocage breton sont analysées à l'échelle régionale en retraçant les différents changements survenus au sein du paysage agricole ; puis nous présentons les caractéristiques du site d'étude retenu à l'échelle locale au sein de la Zone Atelier Armorique.

CHAPITRE 1

LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : TYPOLOGIE ET ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE

SOMMAIRE

INTRODUCTION 13

1.1. Les pratiques agricoles associées au réseau bocager : éléments de définitions 13

1.1.1. Le bocage et la haie 13

1.1.1.1. Définitions du bocage 13

1.1.1.2. Définitions de la haie 15

1.1.1.3. Fonctionnalités des haies et du bocage 19

1.1.2. Les pratiques agricoles 21

1.1.2.1. Définitions et typologie des pratiques agricoles 21

1.1.2.2. Les pratiques agricoles associées aux haies 23

1.2. L'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles 25

1.2.1. Les pratiques agricoles : analyse systémique 25

1.2.2. Les niveaux d'organisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies 27

1.2.2.1. Distinctions sémantiques 27

1.2.2.1.1. Echelle et niveau d'organisation 27

1.2.2.1.2. Niveau d'organisation et hiérarchie 29

1.2.2.2. Organisation multi-niveaux des pratiques agricoles 30

1.2.2.2.1. Au niveau parcellaire 30

1.2.2.2.2. Au niveau de l'îlot parcellaire 33

1.2.2.2.3. Au niveau du territoire 34

1.3. Echelles, objets, pixels 34

1.3.1. Les objets d'intérêt 34

1.3.2. L'observation des objets géographiques d'intérêt 36

1.3.3. Echelles d'analyses et de restitution de l'information 37

CONCLUSION 38

INTRODUCTION

Dans ce chapitre nous exposons dans un premier temps les définitions des termes clés de ce travail (la haie, le bocage, les pratiques agricoles) et nous déterminons les pratiques agricoles effectuées sur les haies que nous allons étudier dans la suite de cette thèse. Dans un second temps nous proposons d'analyser l'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles par une approche systémique et de déterminer les niveaux d'organisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies. Enfin, dans un troisième temps nous définissons les objets d'intérêts à étudier, leur représentation du point de vue thématique et technique, leur observation et les échelles d'analyse et de restitution de ces objets.

1.1. Les pratiques agricoles associées au réseau bocager : éléments de définitions

1.1.1. Le bocage et la haie

Le bocage et la haie font l'objet de nombreuses définitions dont certaines sont présentées dans les encadrés 1.1 et 1.2. La diversité typologique de ces définitions (structurelle, sociétale, technique, etc.) traduit les différences de points de vue qui existent sur ces paysages de bocage et les éléments qui les composent. De plus, il existe une multitude de paysages de bocages et de type de haies. Selon que l'on s'intéresse à ces paysages du point de vue de leur structure, de leur histoire, de leur organisation sociale, … les problématiques et les approches diffèrent. Cela explique la difficulté d'élaborer une définition générale et intégratrice du bocage et de la haie.

1.1.1.1. Définitions du bocage

L'encadré 1.1 présente quelques exemples de définitions du bocage. Les définitions les plus anciennes associent toujours le bocage au parcellaire agricole ; il joue un rôle de limite ou d'enclos (Meynier, 1970 ; Georges, 1974 ; Moindrot, 1992). Les définitions les plus récentes associent le bocage à un type de paysage, le bocage étant qualifié par un réseau ou un système de haies (Baudry, Jouin, 2003 ; Brunet *et al.*, 2005 ; Bardel *et al.*, 2008 ; Georges, Verger, 2009 ; ODEM, 2010).

Nous retiendrons pour la suite de notre propos deux définitions complémentaires du bocage, l'une relevant d'un point de vue structurel, l'autre d'un point de vue technique :

- Le bocage est « *un paysage ayant pour caractéristique la présence de réseaux de structures linéaires de végétaux ligneux, que ce soient des haies « traditionnelles », des rideaux brise-vent récents ou des haies spontanées issues de l'absence d'entretien des clôtures.* » (Baudry, Jouin, 2003).
- Le bocage, « *au sens technique, pour les géographes, c'est un système de haies organisées en réseau en fonction de finalités particulières* » (Bardel *et al.*, 2008).

La définition proposée par Baudry et Jouin (2003) est large et fait consensus tant au niveau scientifique, chez les géographes, écologues, agronomes, … que pour les populations habitant ces paysages de bocage. Ainsi, le bocage correspond à un type de paysage composé d'éléments essentiels et structurants que sont les haies, quelles que soient leurs physionomies. La haie est l'élément central du paysage de bocage. Rappelons que les paysages de bocage sont avant tout des

espaces construits par l'homme, entretenus et gérés. Le bocage n'est pas un élément naturel, il subit des évolutions rapides du fait de ses différentes fonctions et finalités et des besoins de leurs gestionnaires. De ce fait, il existe une grande diversité de bocages. Dans cette thèse, le terme « bocage » se rapporte à un type, celui du grand ouest français, ou bocage « Atlantique », défini au singulier même s'il comporte une multitude de facettes et présente une grande hétérogénéité. Les manières de penser et d'analyser le bocage dans ce travail sont toutefois transposables à d'autres types de bocages. Pour cela, le point de vue technique apporté par la définition de Bardel *et al.* (2008) est complémentaire au point de vue structurel de la définition précédente pour appréhender différents types de paysages de bocage. Ainsi, la notion d'organisation d'un système de haies apparaît fondamentale pour étudier ce type de paysage.

Encadré 1.1 – Exemples de définitions du bocage.

Le bocage est le nom commun des régions agricoles de l'ouest de la France, où les parcelles et les champs sont enclos par des talus, des haies ou des rangées d'arbres marquant les limites de parcelles de tailles inégales et de formes différentes (Meynier, 1970).

« Le bocage est caractérisé par le développement des enclos et des haies et donne ainsi l'impression d'un pays boisé… Dans les bocages typiques, d'autres traits accompagnent la présence de haies : les parcelles sont de forme irrégulière, les vrais villages manquent et l'habitat se disperse en hameaux et en fermes isolées. Ainsi, le bocage s'oppose-t-il presque trait pour trait à l'openfield. » (Georges, 1974)

« Deux traits principaux le [le bocage] caractérisent: la forme irrégulière des parcelles, trapue, proche du carré, du trapèze ou du rectangle court ; et surtout la présence de clôtures, plantées ou construites autour de chaque pièce de terre. » (Moindrot, In Bailly, Ferras, Pumain, 1992)

« Un territoire caractérisé « par l'enclos végétal associé à la dispersion des habitats » (Brunet, 1992) et résultant d'une organisation particulière du terroir agricole. » (Baudry, Jouin, 2003)

« Les bocages ? Chaque fois qu'en France, en Europe, dans le Monde, des agriculteurs ont entouré de haies et de rideaux d'arbres, de talus et de fossés, leurs champs, leurs prés, leurs fermes, leur village, ils ont créé un bocage. » (Soltner, 1995)

« Paysage ayant pour caractéristique la présence de réseaux de structures linéaires de végétaux ligneux, que ce soient des haies « traditionnelles », des rideaux brise-vent récents ou des haies spontanées issues de l'absence d'entretien des clôtures. » (Baudry, Jouin, 2003)

« Espace fortement cloisonné par des haies denses d'arbustes et d'arbres, éventuellement édifiés sur des talus de terre. » (Brunet et al., 2005)

Le bocage, « au sens technique, pour les géographes, c'est un système de haies organisées en réseau en fonction de finalités particulières. » (Bardel et al., 2008)

« Paysage agraire d'Europe occidentale, particulièrement net dans l'Espagne atlantique, le Pays basque, le Massif central et le Massif armoricain, les Iles britanniques. Le bocage est caractérisé par le développement des enclos et des haies et donne ainsi l'impression d'un pays boisé. » (Georges, Verger, 2009)

« Le bocage est un type de paysage agraire, cloisonné par un réseau de haies, qui caractérise certaines régions de l'Europe de l'ouest. » (ODEM, Atlas de l'Environnement, 2010)

1.1.1.2. Définitions de la haie

La haie est l'élément central constitutif du bocage. Il existe là encore de nombreuses définitions pour définir ce terme, générales ou techniques, qui diffèrent selon les questions abordées et les types de haies appréhendées (Encadré 1.2).

La haie est définie par la majorité des auteurs comme un alignement d'arbres et/ou d'arbustes. Cette définition est très large mais ne prend pas en compte la nécessité de gestion des éléments linéaires, alors qu'il ne s'agit pas d'éléments naturels du paysage. Pour Baudry et Jouin (2003), « *une haie est un élément linéaire du paysage composé d'arbres ou d'arbustes et géré par l'homme* ». Dans ce travail, nous choisissons d'adopter cette définition de la haie qui met l'accent sur sa nécessité de gestion. Dans les paysages de bocage de l'ouest de la France, les haies peuvent présenter une grande diversité de physionomies du fait de pratiques agricoles et d'orientations de production différentes. Dans ce contexte, des questions relatives à la continuité des éléments constitutifs de la haie ou à son environnement peuvent alors se poser : quelle continuité d'arbres ou d'arbustes est nécessaire pour former une haie ? A partir de combien d'arbres ou d'arbustes alignés parle-t-on de haie ? Doit-on définir une haie seulement selon sa structure (agencement des arbres et arbustes le long d'une bordure de champ) ?

La question « comment doivent être structurés des éléments linéaires boisés pour former une haie ? » se pose dès que l'on souhaite effectuer une cartographie des haies. Les réponses sont diverses, les seuils varient ou ne sont pas forcément précisés (Encadré 1.2). Les cartographies et statistiques relatives aux haies les plus utilisées et servant souvent de référence sont celles produites par l'IGN (Institut Géographique National), l'IFN (Inventaire Forestier National) et le SCEES (Service Central des Etudes et Enquêtes Statistiques) pour l'enquête TerUti-LUCAS. Cependant, les définitions proposées par ces trois organismes ne sont pas identiques, les seuils varient et les définitions sont plus ou moins bien adaptées aux paysages de l'ouest de la France.

- Définition de l'IGN *: « Clôture naturelle composée d'arbres, d'arbustes, d'épines ou de branchages et servant à limiter ou à protéger un champ. Alignement d'arbres ou plantation d'arbres fruitiers dont la largeur est inférieure à 25 mètres. L'espace minimum entre deux haies parallèles est supérieur ou égal à 50 mètres. La longueur est supérieure ou égale à 100 mètres. »* La définition proposée par l'IGN indique un seuil maximal de largeur de haie à 25 mètres, une longueur minimale de 100 mètres et un espacement nécessaire entre deux haies de 50 mètres. Les seuils proposés ne sont pas adaptés aux paysages très fragmentés et fermés, nombreux en Bretagne. Par exemple, deux haies en bordure de chemin ne sont pas espacées de plus de 50 mètres et seront donc considérées comme une seule haie ou un boisement si la largeur des canopées est supérieure à 25 mètres. Une haie, même dense et continue, inférieure à 100 mètres de longueur ne sera pas prise en compte.
- Définition de l'IFN *:* La haie est une structure comportant *« des éléments boisés d'une largeur moyenne au plus égale à 10 mètres, de 25 mètres de longueur au minimum et comprenant au moins trois arbres inventoriables et au moins un arbre inventoriable tous les 10 mètres ».* La définition proposée par l'IFN ne prend en compte que les alignements d'arbres et ne considère pas les alignements d'arbustes. Elle ne précise pas si une continuité d'arbustes avec la présence de quelques arbres ponctuels constitue une haie. Elle précise cependant une largeur maximale de 20m, une longueur minimale de 25 mètres et la présence nécessaire de trois arbres dont un tous les 10 mètres au minimum. Les seuils proposés par la

définition de l'IFN sont assez adaptés à l'ensemble des types de haies que l'on peut rencontrer dans les paysages de bocage de l'ouest de la France.

- Enquête TerUti-LUCAS *: « linéaire homogène de bordure de parcelle d'au moins 25 mètres de long, a priori fixe dans le temps et matérialisé soit par une haie bocagère ancienne, continue ou ajourée, haute ou basse, soit par un autre linéaire ligneux, soit par un talus nu, ou un dénivelé nu. »* La définition proposée par le SCEES pour l'enquête TerUti-LUCAS en 2008 définit une haie comme un « *linéaire homogène de bordure de parcelle*», sans préciser s'il s'agit d'arbres ou d'arbustes ni ce que représente l'homogénéité d'un linéaire situé en bordure de parcelle. L'alignement doit s'étendre sur au moins 25 mètres de long (seuil identique à la définition de l'IFN). Le reste de la définition ne renseigne pas directement sur la structure de la haie, puisqu'elle peut être « *continue ou ajourée, haute ou basse* » ; un « *talus nu* » ou un « *dénivelé nu* » sera également considéré comme une haie. Cette définition de la haie propose la prise en compte d'éléments très différents de ceux décrits dans les définitions de l'IGN et l'IFN. Il est alors difficile de comparer les linéaires bocagers cartographiés à partir de ces définitions puisqu'elles ne représentent pas le même type d'éléments. Ces définitions sont cependant complémentaires.

Du point de vue cartographique, nous choisissons de définir une haie selon une approche structurelle, c'est-à-dire selon l'agencement des arbres et des arbustes le long des bordures de champs, leur continuité et discontinuité. Nous choisissons une définition proche de celle de l'IGN, en proposant des seuils minimums moins restrictifs, afin de recouvrir un maximum de configurations rencontrées dans les paysages bocagers bretons (Figure 1.1). De notre point de vue, une haie sera alors définie comme une bordure de champ arborée ou arbustive comportant au minimum trois arbres alignés et séparés au maximum de 10 mètres les uns des autres.

Encadré 1.2 – De multiples définitions de la haie.

DEFINITIONS GENERALES

« Une haie est un élément linéaire du paysage composé d'arbres ou d'arbustes et géré par l'homme. » (Baudry, Jouin, 2003)

"A hedgerow, whether planted or spontaneous, always has a human component and is more or less managed to provide control and to prevent its expansion into adjacent fields. Most of the time a hedgerow is a field boundary and its management forms part of farming activities. As we shall see, this human component is essential in shaping hedgerows. So, we define a hedgerow as a linear feature composed of shrubs and/or trees that forms part of a management unit." (Baudry et al., 2000a)

"A hedge being described as a boundary, or part of a boundary which comprises a row of bushes or low trees growing close together, and which have been managed through cutting to maintain a more or less dense linear barrier." (Barr et al., 1993) (Institute of Terrestrial Ecology)

"Narrow linear belts of shrubs and trees." "A line of closely planted bushes or shrubs, marking the boundaries of a field." (Source: EUNIS)

« La clôture plantée se compose d'arbustes, buissons ou arbres alignés sur la lisière (du champ). D'épaisseur variable, elle peut ne consister qu'en quelques arbres isolés ou au contraire opposer un barrage infranchissable aux hommes et aux bêtes. Pour la renforcer encore, on lui impose parfois un entrelac de branches, les plesses de la France de l'Ouest. » (Meynier, 1958, In Bailly, Ferras, Pumain, 1993)

DEFINITIONS CARTOGRAPHIQUES

« Clôture naturelle composée d'arbres, d'arbustes, d'épines ou de branchages et servant à limiter ou à protéger un champ. Alignement d'arbres ou plantation d'arbres fruitiers dont la largeur est inférieure à 25m. L'espace minimum entre deux haies parallèles est supérieur ou égal à 50m. La longueur est supérieure ou égale à 100m. » (IGN)

La haie est un élément boisé de largeur inférieure à 20m, de superficie inférieure à 50 ares.

La haie est une structure comportant « des éléments boisés d'une largeur moyenne au plus égale à 10 mètres, de 25 mètres de longueur au minimum et comprenant au moins trois arbres inventoriables et au moins un arbre inventoriable tous les 10 mètres. » (IFN)

« Linéaire homogène de bordure de parcelle d'au moins 25m de long, a priori fixe dans le temps et matérialisé soit par une haie bocagère ancienne, continue ou ajourée, haute ou basse, soit par un autre linéaire ligneux, soit par un talus nu, ou un dénivelé nu. » (SCEES)

« Toute bordure herbacée contenant au moins un arbre ou composée pour un tiers d'arbustes. » (DRAAF)

« Une haie n'est pas seulement caractérisée comme un élément en particulier du paysage, […], elle dépend aussi d'un gestionnaire. La prise en compte du gestionnaire nécessite que les entités de base soient des unités de gestion. Concrètement sur le terrain, une haie est délimitée au plus par un segment de réseau entre deux nœuds, ce segment pouvant être découpé si l'occupation du sol change. »« En définitive, la haie est définie selon des critères externes à la structure de la haie. La haie correspond ainsi à une portion de réseau qui constitue a priori une unité de gestion : il doit en effet être possible par enquête de rapporter chaque haie à un agriculteur qui prend des décisions de gestion. » (Morvan, Baudry, 2003)

« Alignement boisé dont les deux extrémités correspondent à un changement d'orientation et/ou de parcelle (contact avec d'autres haies). » (Martin, Rovéra, 1998)

Figure 1.1 – Illustration de trois exemples de haies arborées : en haut, haie arborée sur talus, Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères, Mai 2009 ; au centre, une haie arborée sans talus dans le secteur de Montfort-sur-Meu, Juillet 2008 ; en bas, une haie arborée sans talus avec des arbres espacés, secteur d'Iffendic, Juillet 2008 (Photographies C. Vannier).

1.1.1.3. Fonctionnalités des haies et du bocage

Les haies et le bocage exercent différentes fonctions qui peuvent avoir un impact sur leurs formes et leurs structures : une fonction de limite, de production (économique), biophysique, écologique et culturelle. On parle de la multifonctionnalité des haies ou du bocage.

- Fonction de limite **:** les haies et le bocage jouent un rôle de limite entre deux parcelles ou d'enclos (Meynier, 1970 ; Georges, 1974 ; Rackham, 1986 ; Baudry *et al.,* 2000a-b ; Antoine, Marguerie, 2007). Toutes les haies ont une fonction de limite de propriété ou d'usage. Cette fonction explique en partie le fort développement du bocage en France au XIXème siècle. Les haies pouvant servir d'enclos pour le bétail doivent être très denses pour maintenir les animaux à l'intérieur des champs.
- Fonction de production - économique : les haies permettent essentiellement de produire du bois, mais aussi du fourrage et des fruits. On ne va pas utiliser les mêmes arbres ni effectuer les mêmes types de pratiques (méthodes de coupes différentes) pour produire du bois de construction, de chauffage ou des piquets de clôture (Soltner, 1995 ; Baudry *et al.* 2000a-b ; Pointereau, 2002 ; Lotfi, 2008). La pratique de l'émondage des chênes, répétée tous les 5 à 12 ans, permet de fournir du bois de chauffage et des fagots ; l'émondage des frênes et de l'orme, la production de fourrage pour les bêtes ; la cépée du châtaigner, la production des piquets ; celle du chêne, la production du bois de chauffage et la pratique du haut jet, du bois d'œuvre. Les haies produisent également des fruits : pommes, cerises, merises, noisettes, châtaignes, …
- Fonction biophysique : les haies jouent un rôle de régulation des flux biophysiques comme le vent ou l'eau. La présence de haies permet de lutter contre le ruissellement et l'érosion des sols, le transfert de polluants, le vent, etc. (Soltner, 1995; Pointereau, Bazile, 1995 ; Guyot, 1997 ; Mérot *et al*., 1999). La structure, l'emplacement et l'arrangement spatial du réseau de haies jouent alors un rôle fondamental dans la lutte contre les flux biophysiques. Les haies brise-vent, utilisées pour protéger les cultures des aléas climatiques tels que le vent ou les gelées, doivent avoir une structure végétale continue, elles sont souvent composées de peupliers, sont disposées selon l'orientation des vents dominants et à une distance les unes des autres qui dépend de leur hauteur (Pointereau, Bazile, 1995 ; Soltner, 1995 ; Quénol, 2002). Les haies servant à contrôler les flux et l'érosion des sols, sont souvent associées à des talus et fossés. Ce sont les haies disposées perpendiculairement à la pente qui sont les plus efficaces.
- Fonction biologique-écologique: les haies jouent un rôle important pour la faune et la flore locale puisqu'elles abritent de nombreuses espèces animales et végétales venant des bois, landes ou prairies. La haie peut avoir un rôle d'habitat, de barrière, de corridor, de refuge, simultanément ou successivement selon l'espèce considérée (Saunders *et al.,* 1991 ; Soltner, 1995 ; Burel *et al.*, 1998 ; Altieri, 1999 : Marshall *et al.,* 2001). Les différents rôles que jouent les haies au niveau écologique dépendent de la composition (arborée et/ou arbustive), de la structure et de l'arrangement spatial (continuité, discontinuité) des haies et éléments de haies dans le paysage (Fahrig *et al.,* 2011 ; Baudry *et al.,* 2003 ; Forman, 1995). Enfin, la diversité des types de haies permet une diversité biologique et écologique (Garbutt, Sparks, 1999).

Figure 1.2 – Illustrations de la fonctionnalité des haies : en haut à gauche, une haie sur talus servant d'enclos pour des chevaux dans le secteur de Montfort-sur-Meu (photographie C. Vannier) ; en haut à droite, coupe des branches de la haie pour la production de bois sur le site de Pleine-Fougères (photographie C. Vasseur) ; au centre, haie brise-vent servant à la protection des cultures légumières dans la baie du Mont-Saint-Michel (photographie ©CAREN/OSUR) ; en bas, prise de vue aérienne oblique du réseau de haies formant des continuités (corridors) entre les taches d'habitat (espaces boisés) sur le site de Pleine-Fougères (photographie : société Air Papillon).

- Fonction culturelle : les haies présentent un intérêt social pour le paysage, les haies et le bocage sont connotés de manière positive dans la perception des paysages (Battershill, Gilg, 1997 ; Antoine, Marguerie, 2007). Le bocage est considéré comme un « *objet historique auquel la société attribue une valeur patrimoniale* » (Antoine, Marguerie, 2007). L'arbre de la haie et du bocage « *modèle le paysage et contribue à sa beauté* » (Soltner, 1995).

Les haies exercent ainsi des fonctions très diverses (Figure 1.2). Une haie peut avoir plusieurs fonctions simultanément ou successivement : par exemple, une haie peut à la fois jouer un rôle de limite d'usage et avoir une fonction économique ou de production ; une haie peut à la fois jouer un rôle écologique et culturel ; etc. En revanche, certaines fonctions sont parfois difficilement compatibles entre elles : par exemple la fonction de production de bois d'une haie réduit sa fonction d'habitat pour certaines espèces. De même, une haie brise-vent est incompatible avec la production de bois. Les haies, selon les fonctions qu'elles exercent, sont gérées différemment.

1.1.2. Les pratiques agricoles

1.1.2.1. Définitions et typologie des pratiques agricoles

La « pratique » est définie dans le dictionnaire du petit Robert comme une manière d'agir, une conduite, un procédé, un usage. Dans le dictionnaire de la géographie de Levy et Lussault (2003), une pratique est définie comme l'activité d'un opérateur humain, « *est pratique, une action humaine qui s'insère dans un environnement constitué, notamment d'autres pratiques et ainsi le transforme. La pratique est une action contextualisée, en situation.* » Une pratique spatiale est « *un ensemble de comportements d'un opérateur en relation avec un espace qui constitue pour lui un contexte.*» Une pratique spatiale, est « *l'optimisation des ressources d'un espace par un opérateur humain en vue d'une action, d'un objectif précis.* » (Levy, Lussault, 2003).

Du point de vue agronomique, les pratiques agricoles sont définies comme *« les façons d'agir ou manières de faire (modalités et raisons sous-jacentes) des agriculteurs.* » (Thenail, Codet, 2003 ; Chambre d'Agriculture Rhône Alpes, 2005). Benoît *et al.* (2009) précisent que les connaissances à mobiliser sur le territoire pour l'étude des pratiques agricoles sont « *« situées et distribuées » : « situées » car les pratiques s'inscrivent dans un espace matériel qui les configure et qui est conformé par elles ; « distribuées » car ces pratiques sont le fait de collectifs d'individus qui en sont au final co-responsables* ». Les pratiques agricoles sont mises en place par les agriculteurs sur leur territoire d'exploitation, ces pratiques sont donc « situées » ; on parle de pratiques agricoles territorialisées. Ces pratiques sont organisées dans l'espace (sur les territoires d'exploitation) et dans le temps.

Benoît *et al.* (2009) mettent en avant le fait que les pratiques agricoles apparaissent comme centrales dans les questions portées par la durabilité de l'agriculture. Les choix de couverts végétaux et de leur répartition dans le territoire agricole constituent une activité centrale de l'agriculture (Fresco, 1993 ; Mannion, 1995 ; Verburg *et al.*, 1999 ; Lambin *et al.*, 2003). Les paysages agricoles, les systèmes techniques régionaux, les systèmes agraires sont les produits des pratiques des agriculteurs (Velkamp, Fresco, 1997 ; Lovett *et al.,* 2003). Les systèmes agricoles et leurs itinéraires technique, sont le résultat d'un ensemble articulé de règles de décision mobilisées par les agriculteurs (Morlon, Benoît, 1990 ; Aubry *et al.*, 1998 ; Le Ber, Benoît, 1998). Le choix des pratiques agricoles et de leur

localisation se trouve bouleversé par les enjeux environnementaux (Deffontaines *et al.*, 1993 ; Benoît *et al.*, 1997 ; Benoît, Papy, 1997 ; Mignolet *et al.*, 1997 ; Mignolet *et al.*, 1999).

Thenail et Baudry (2001) proposent une typologie des pratiques agricoles en les regroupant en trois types : l'entretien, la production et l'aménagement (Figure 1.3). Les pratiques destinées à la production « *sont réalisées pour mettre en place et conduire des cultures, prairies, dans l'objectif de la réalisation d'une ou plusieurs production(s)* ». C'est le cas par exemple de la pâture de jeunes animaux, des cultures destinées à l'affouragement, de l'émondage pour le bois de chauffage, … Les pratiques destinées à l'entretien « *ont pour objet de maintenir en l'état les éléments du territoire de l'exploitation* », c'est le cas par exemple de la pratique du débroussaillage, du travail du sol, … Les pratiques destinées à l'aménagement « *ont pour objet de modifier la structure des éléments pour en modifier les modes de gestion, voire la fonction* ». C'est le cas par exemple du regroupement de deux parcelles, de l'arasement ou de la plantation de haies, …

La figure 1.3 illustre les différents types de pratiques effectuées par un agriculteur sur son territoire d'exploitation au niveau le plus fin de gestion sur les parcelles et les haies. On note que les pratiques sont liées entre elles : une même pratique peut à la fois être destinée à l'entretien et à l'aménagement ou à la production. Par exemple, la pratique qui consiste à émonder une haie peut être indifféremment considérée comme une pratique d'entretien de la haie ou de production de bois de chauffage.

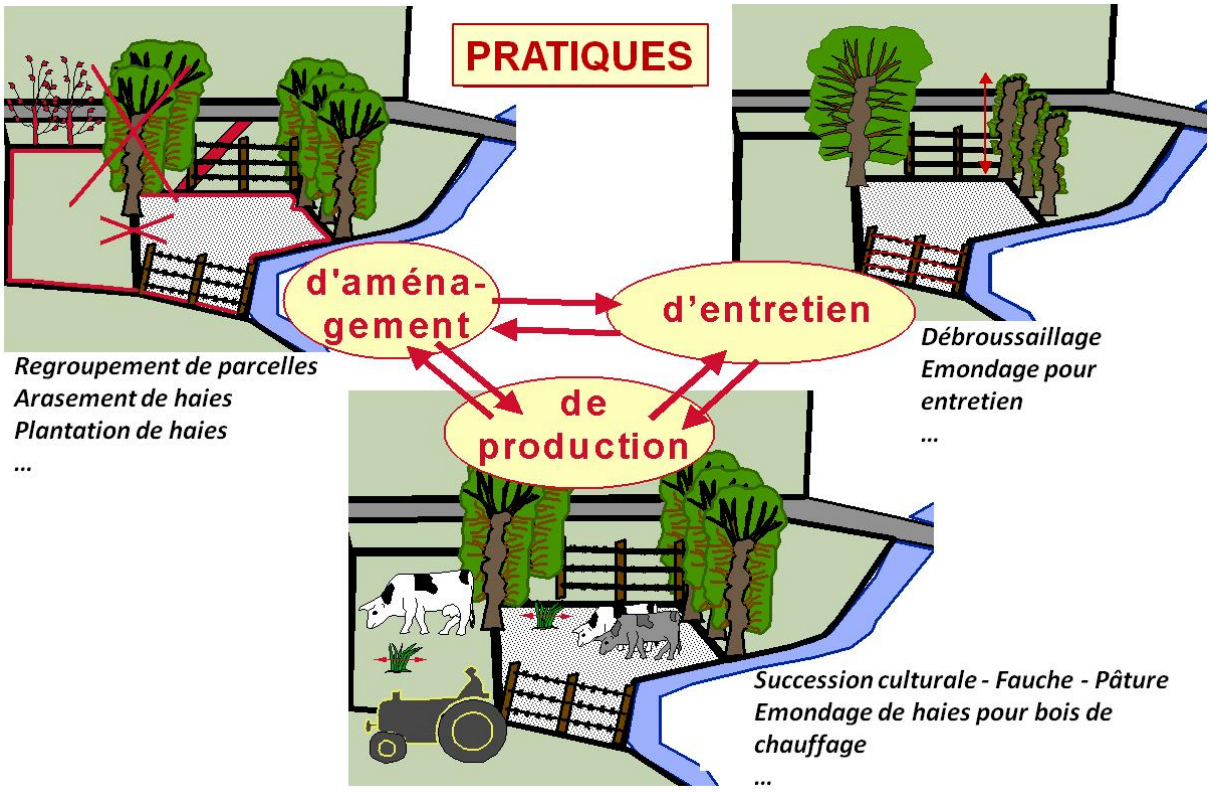


Figure 1.3 – Les types de pratiques agricoles mises en place sur les éléments de paysage (d'après Thenail, Baudry, 2001).

1.1.2.2. Les pratiques agricoles associées aux haies

Les pratiques agricoles associées aux haies, c'est-à-dire la gestion et l'entretien des bordures de champs boisées ou arbustives, sont nombreuses. On retiendra principalement la pratique de l'arasement ou de la plantation de haie, la pratique de l'émonde, de la cépée et du haut jet pour les haies arborées (Figure 1.4). En effet, ce sont ces pratiques qui favorisent le plus la modification de la structure des haies et du réseau de haies.

- L'arasement consiste à supprimer une haie afin, le plus souvent, de relier deux parcelles entre elles.
- La plantation consiste à ajouter une haie en bordure de parcelle.
- L'émonde consiste à couper les branches latérales sur toute la longueur du tronc pour produire du bois de chauffage. La pratique de l'émonde se renouvelle tous les 5 à 12 ans en moyenne (Lotfi, 2008).
- La cépée (ou taillis) consiste à « *tailler l'arbre au ras du sol ou de la souche, ainsi les nouveaux brins repoussent depuis la souche. Le bois des cépées est utilisé en bois de travail (piquets de clôture) ou bois de chauffage* » (Lotfi, 2008 ; Baudry *et al.,* 2000a).
- La pratique du haut jet (ou futaie, ou houppier), consiste à couper les branches latérales au ras du tronc jusqu'au houppier de l'arbre. Cette pratique permet de produire du bois de qualité (Lotfi, 2008).
- La pratique de l'élagage est très répandue, elle s'effectue chaque année. L'élagage consiste à couper la partie des branches des arbres et arbustes gênantes pour les cultures ou pour le passage d'engins agricoles. Cette pratique n'a pas d'incidence directe sur la modification de la structure des haies.

Les haies et leurs modes d'entretien influent fortement sur l'environnement, notamment sur la qualité de l'eau, des sols et sur la biodiversité (Vertès *et al.,* 1996). Les dynamiques des pratiques agricoles concernant les bordures de champs et plus particulièrement les haies sont « *importantes dans de nombreux processus écologiques : circulation de l'eau et érosion de surfaces, habitats et sources de nutriments pour la faune etc. Ces dynamiques peuvent jouer en retour sur le développement des cultures et prairies* » (Thenail *et al.,* 2003.). Par exemple, une haie très dense et continue le long d'une bordure de champs produit de l'ombre bénéfique dans le cas d'une prairie pâturée pour les animaux, mais cette ombre représente un inconvénient pour la croissance des cultures telles que le maïs. Dans ce cas, la pratique de l'émondage ou l'élagage régulier favorisera la production des cultures au sein des parcelles. Les effets des pratiques telles que l'arasement ou la plantation de haies, sur talus ou non, n'ont pas les mêmes impacts sur l'environnement. Les effets positifs des talus et des haies sur les processus hydrologiques, la prévention de l'érosion des sols et la qualité de l'eau ont été démontrés (Merot, 1999 ; Dorioz *et al.,* 2006 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2009 ; Grimaldi *et al.,* 2010). Enfin, les pratiques agricoles relatives à la replantation ont une dynamique d'évolution rapide puisqu'elles « *représentent environ chaque année un linéaire de 1000 à 1500 kilomètres et sont préférentiellement conduites dans l'ouest de la France, en Bretagne et en Normandie, ainsi que dans le sud-ouest* » (Baudry, Jouin, 2003).

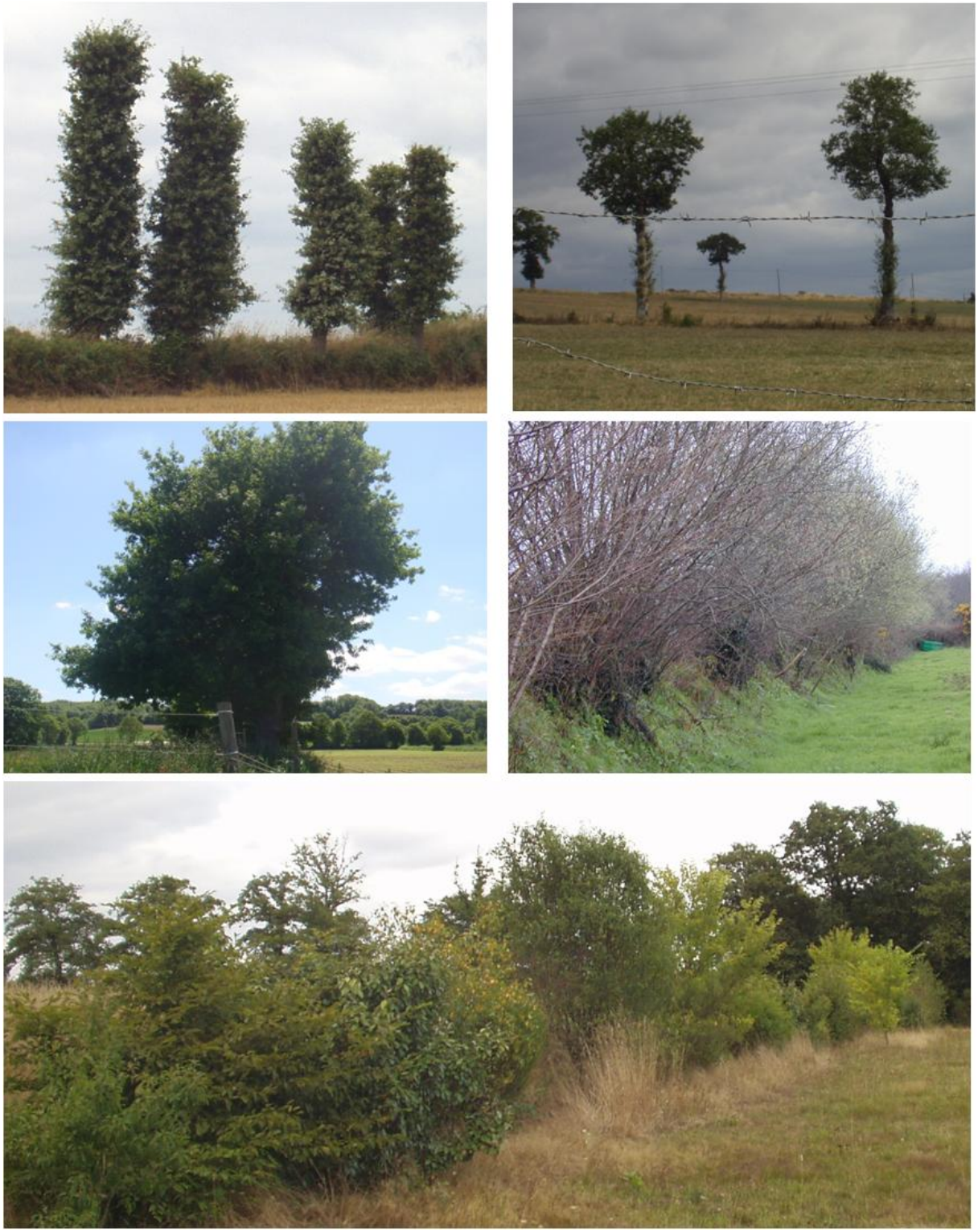


Figure 1.4 – Illustration de différents types de pratiques effectuées sur les haies : en haut à gauche, haie d'arbres émondés ; en haut à droite, arbres de haut jet ; au centre à gauche, haie élaguée de manière asymétrique ; au centre à droite, haie de cépée ou taillis ; en bas, haie nouvellement plantée (Photographies C. Vannier, C. Vasseur).

1.2. L'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles

1.2.1. Les pratiques agricoles : analyse systémique

Les pratiques agricoles sont mises en place par des acteurs (agriculteurs) sur un territoire (territoire d'exploitation). Le choix et la mise en place des pratiques par les agriculteurs dépendent à la fois de facteurs locaux (tels que les logiques de production des agriculteurs, la taille et l'organisation du travail au sein de l'exploitation agricole), de politiques locales (telles que les politiques de syndicats de bassins versants) et également d'orientations agricoles et de réglementations nationales et internationales (telles que les politiques des marchés agricoles, la Politique Agricole Commune) (Houet *et al.*, 2008).

Les pratiques agricoles territorialisées peuvent être analysées de manière systémique à partir de trois composantes que sont les pratiques agricoles, les acteurs et les territoires d'exploitation. Ces composantes sont indissociables et constituent trois ensembles en interaction (Figure 1.5).

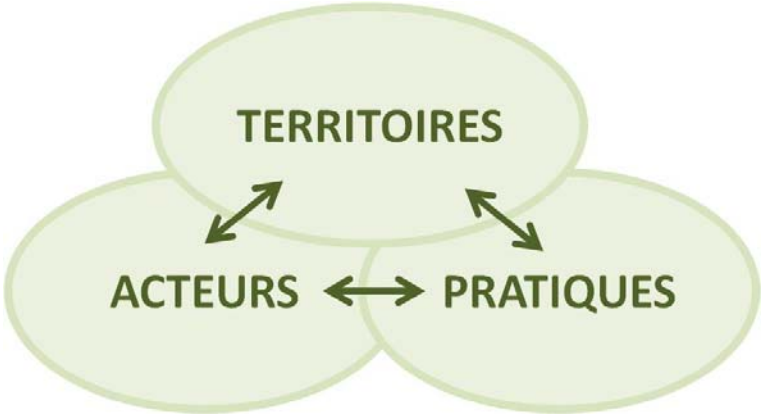


Figure 1.5 – Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique générale.

Sanders et Durand-Dastès (2004) définissent le système comme « *un ensemble d'ensembles : ensemble d'éléments liés entre eux par des relations qui forment un ensemble d'interactions ; la présence de boucles de rétroaction positives et/ou négatives est un élément indispensable de la définition d'un système* ». Pour Le Berre (1984), le système désigne « *une entité globale organisée qui évolue dans son environnement en fonction des interactions dynamiques qui existent entre ses composants* ».

L'analyse systémique permet de comprendre la dynamique des activités humaines dans un espace géographique et apparaît pour cela comme une approche privilégiée (Le Berre, 1984 ; Houet *et al.*, 2008). L'approche systémique, appliquée en géographie, cherche à établir l'ensemble des interactions spatio-temporelles entre les contraintes historiques, économiques, sociales, mentales, physiques et naturelles d'un territoire donné (Marchand, 1996). Elle permet d'appréhender le fonctionnement de territoires, c'est à dire de considérer les niveaux d'organisation, les jeux d'acteurs et d'analyser les liens et les interactions qui régissent le fonctionnement de ce territoire.

Le système que nous avons nommé « pratiques agricoles territorialisées » (Figure 1.5) se décompose en trois sous-systèmes, les pratiques, les acteurs et les territoires, où chaque sous-système est constitué d'éléments qui s'organisent à différents niveaux et différentes échelles (Figure 1.6). Les éléments des sous-systèmes sont en interaction les uns avec les autres : les territoires d'exploitation évoluent selon les choix et les pratiques des agriculteurs. Enfin, chaque niveau d'organisation est en lien avec les niveaux supérieurs et inférieurs. Lorsqu'un élément évolue, cela a un impact sur tout ou partie de l'ensemble.

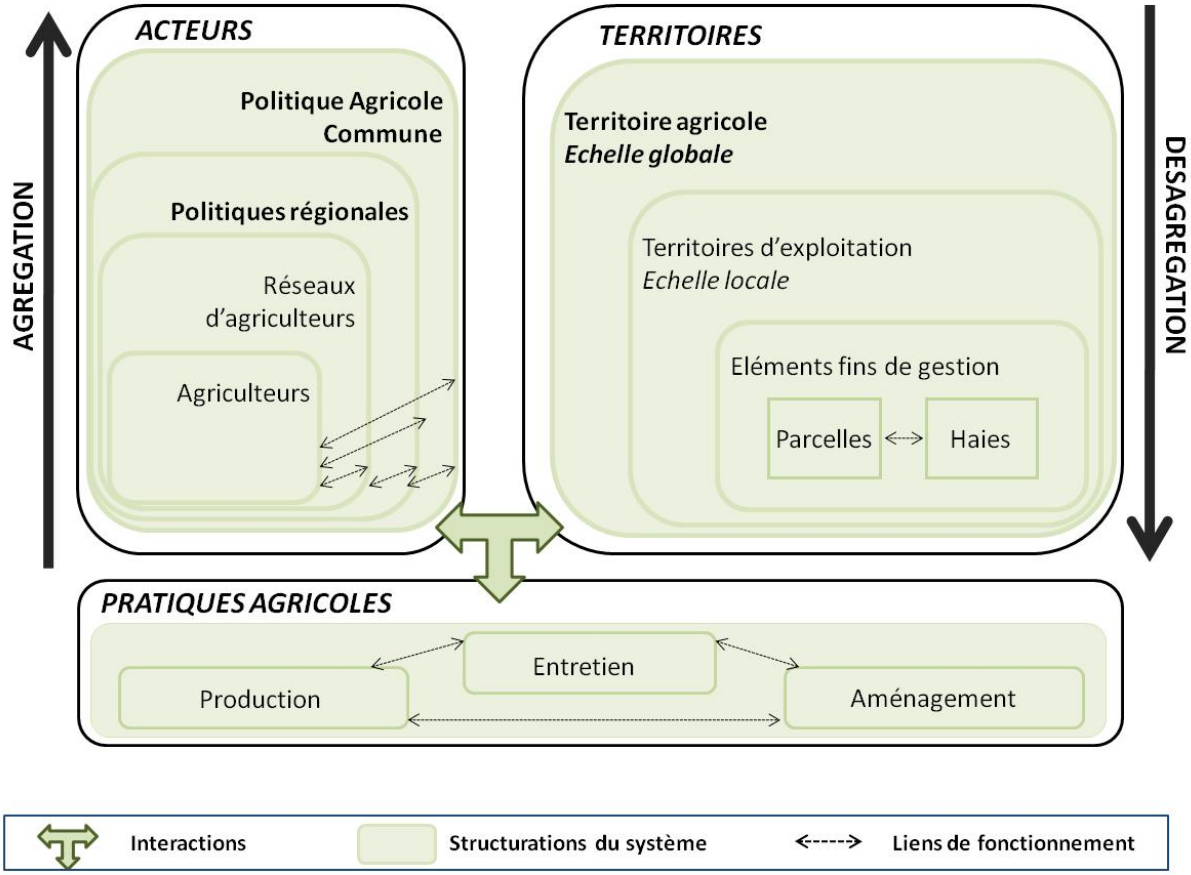


Figure 1.6 – Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique détaillée.

On peut expliquer le fonctionnement du système des « pratiques agricoles territorialisées » (Figure 1.6) en décomposant chaque sous-système et en analysant les interactions des éléments à l'intérieur et entre les sous-systèmes :

- Le sous-système « acteurs » se décompose en plusieurs éléments imbriqués et en interaction. Au niveau le plus fin, l'acteur principal est l'agriculteur qui gère le territoire de son exploitation agricole. Les agriculteurs appartiennent à des réseaux (de type socioprofessionnels comme les coopératives agricoles par exemple) qui constituent un second niveau d'organisation. Cette organisation locale s'intègre dans un contexte régional qui influence de manière plus ou moins directe la gestion de leurs territoires par les agriculteurs. Enfin, à une échelle plus globale, on peut citer la Politique Agricole Commune comme exemple d'élément fort et influant sur les pratiques des agriculteurs à l'échelle locale (Lecerf, 2008 ; Houet, 2006).

- Le sous-système « pratiques agricoles » est géré par les agriculteurs, à un niveau fin. Comme nous l'avons décrit précédemment, les pratiques agricoles sont de trois types, les pratiques de production, d'entretien et d'aménagement (Thenail, Baudry, 2001). Une même pratique peut référer à plusieurs types : par exemple l'arasement d'une haie est une pratique de production (bois d'œuvre ou de chauffage) et d'aménagement (fusion de deux parcelles agricoles).
- Le sous-système « territoires » est organisé à différentes échelles spatiales. A une échelle globale, le territoire agricole est composé de l'ensemble des territoires d'exploitation et de l'ensemble des parcelles et des haies. Les parcelles et les haies constituent les éléments les plus fins de la gestion des territoires d'exploitation par les agriculteurs. L'îlot parcellaire constitue un élément intermédiaire de gestion au sein de l'exploitation agricole.

Le fonctionnement de ces trois sous-systèmes est indissociable. Les interactions qui les lient sont nombreuses du fait que les pratiques agricoles soient mises en place par les acteurs sur leur territoire. Le sous-système « pratiques agricoles » est en interaction directe avec celui des « acteurs » et des « territoires ». La mise en place d'une pratique induit directement un changement sur le territoire à un niveau fin. C'est le cas par exemple de l'arasement d'une haie, qui modifie le territoire à un niveau fin, avec pour conséquence le regroupement de deux parcelles et la disparition d'une haie. A un niveau supérieur, c'est la somme des pratiques agricoles qui influe sur le fonctionnement du territoire agricole. L'acteur principal de la mise en place de la pratique est bien l'agriculteur, mais il peut répondre à une dynamique globale, telle qu'une politique régionale ou la Politique Agricole Commune par exemple. Cela influence le comportement des agriculteurs à un niveau local, notamment dans leurs pratiques de production.

1.2.2. Les niveaux d'organisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies

1.2.2.1. Distinctions sémantiques

1.2.2.1.1. Echelle et niveau d'organisation

Le fonctionnement du système des pratiques agricoles territorialisées est organisé à différents niveaux et s'observe à différentes échelles. Des interactions entre les éléments du système des pratiques existent, elles s'effectuent entre les niveaux d'organisation et s'observent à différentes échelles spatiales et temporelles. Selon Marceau (1999), l'analyse d'un système ne peut s'effectuer qu'à partir de différentes échelles, imbriquées les unes aux autres en permettant de faire le lien entre des processus. Pour analyser le fonctionnement du système des pratiques agricoles territorialisées, il est nécessaire de déterminer les niveaux et échelles (spatiales et temporelles) auxquels s'organisent les pratiques.

Nous distinguons la notion d'échelle et de niveau d'organisation :

- Selon Pavé (1994), *« la notion d'échelle est liée à celle de mesure de l'espace ou du temps »*. Pavé propose d'aborder le concept d'échelle selon la mesure spatiale ou temporelle que l'on peut observer. D'après Marceau (1999) l'échelle est définie selon « *la fenêtre avec laquelle on choisit de voir le monde* ». Pour elle, c'est la taille de la « fenêtre » d'observation qui définit l'échelle. L'échelle est, là encore, liée à l'instrument de mesure qui sert à l'observation. Il s'agit d'aborder la question de l'échelle d'un point de vue technique, comme

une échelle d'observation. « *Passer d'une échelle à une autre consiste à changer d'unité de mesure et utiliser un instrument adapté à l'observation de cette échelle* » (Pavé, 1994). La mesure de l'espace et du temps est corrélée avec l'instrument qui sert à l'observation.

- Selon Pavé (1994), le « *processus d'organisation des systèmes naturels* [par agrégation] *conduit à des niveaux discrets d'organisation où les individus apparaissent de plus en plus complexes. A chaque niveau émergent des structures et propriétés nouvelles qui n'ont pas de sens aux niveaux inférieurs et qui sont les résultats des relations, liaisons et interactions des objets de ces niveaux inférieurs* ». La réflexion à propos des niveaux d'organisation s'effectue cette fois en terme thématique et non plus technique. Il est question de définir ici les niveaux auxquels s'organisent des processus naturels ou anthropiques. Il s'agit, dans notre cas, de définir à quels niveaux sont organisées les pratiques agricoles. Par exemple, il s'agira de déterminer, selon les pratiques, les différents niveaux de gestion de l'agriculteur au sein de son exploitation agricole.

« *Il existe une corrélation entre les échelles de temps, les échelles d'espace et les niveaux d'organisations* » (Pavé, 1994). Il s'agit bien de deux notions différentes, l'une est abordée de façon technique, l'autre de façon thématique. Les deux sont corrélées du fait que l'on observe un système du point de vue technique à différentes échelles afin d'analyser les niveaux auxquels ce système s'organise.

Plus encore, il est intéressant de choisir de « voir le monde » selon plusieurs échelles, s'imbriquant les unes avec les autres et permettant une vision plus détaillée du « monde ». Se pose alors la question du changement d'échelle, du passage d'une « fenêtre » d'observation à une autre, plus fine ou plus grossière. Le changement d'échelle est défini, selon Marceau (1999), à la fois comme un concept de liens entre les dynamiques opérant à différentes échelles spatiales et comme un changement de structures des éléments observés. On peut distinguer dans cette définition deux notions distinctes, le changement d'échelle, au sens technique du changement d'échelle d'observation et le changement de niveau, au sens thématique de niveau d'organisation. En effet, selon les échelles d'observation, on distingue des changements de structures géométriques des éléments observés, « *on voit apparaître des structures de plus en plus fines si on regarde de plus en plus finement. Au contraire, si on part du détail pour s'éloigner de plus en plus on voit successivement se fondre les microstructures et apparaître aux échelles qu'on qualifierait d'intermédiaires des ensembles quasi homogènes* » (Pavé, 1994) ; et selon les niveaux d'organisation, le passage de l'un à l'autre amène à s'interroger sur les liens existants entre les dynamiques de chacun des niveaux considérés.

Prenons l'exemple de l'observation d'un territoire agricole bocager :

- Si l'on s'intéresse à l'identification des haies et la caractérisation de leur morphologie, à une échelle très localisée, on distingue nettement une à une les haies ainsi que leur structure interne, c'est à dire le nombre d'arbres, leur essence, leur largeur, la continuité des canopées ou la présence de trouées... A une échelle supérieure, on observe des structures plus grossières permettant d'étudier la densité du réseau de haies ou de son emprise spatiale dans le paysage. Les éléments observés ainsi que les attributs qui les caractérisent sont différents. Lorsque l'échelle d'observation varie, le niveau de détail observé à l'échelle fine est différent de celui observé à une échelle supérieure. On passe de l'observation d'éléments

fins à celle d'éléments grossiers dans un paysage. L'utilisation des instruments d'observation doit s'adapter. Pour effectuer une observation à partir de données de télédétection, on adaptera le choix de la résolution spatiale des capteurs à la taille des plus petits éléments d'intérêt à identifier.

- Les éléments observés sont en lien les uns avec les autres. Les arbres constituent les haies qui constituent le réseau bocager. Les niveaux d'organisation de ces éléments sont également en lien les uns avec les autres. A chaque niveau d'organisation correspond une dynamique qui structure la répartition spatiale des éléments d'intérêt. Ces dynamiques proviennent en partie de logiques spatiales de pratiques des agriculteurs sur les haies. Ces dynamiques à un niveau d'organisation fin sont le seul fait de choix individuels d'agriculteurs, dans une logique et une stratégie d'action et de production qui est réfléchie dans le cadre d'une exploitation agricole. Par exemple, un agriculteur peut choisir d'araser une haie située entre deux parcelles de culture. Il s'agit dans ce cas de la mise en place individuelle d'une stratégie d'action (l'arasement d'une haie) en fonction d'une logique d'aménagement (suppression d'un obstacle) pour améliorer une production. Cette réflexion est intégrée à un environnement (prise en compte de la dynamique de parcelles culturales) et à une logique spatiale qui s'organise à un niveau supérieur, celui de l'exploitation agricole.

1.2.2.1.2. Niveau d'organisation et hiérarchie

Il existe des liens entre les échelles d'observation et les niveaux d'organisation étudiés. Il existe également des liens et des interactions entre les différents niveaux d'organisation (du niveau fin au niveau supérieur) observés à différentes échelles. L'analyse de ces liens entre les niveaux revient à analyser « *l'organisation hiérarchique complexe du monde géographique* » (Marceau, 1999). Selon Pavé (1994), l'observation de nouvelles structures émergeant à différentes échelles sont caractéristiques de niveaux d'organisation différents. Ce principe d'organisation hiérarchique des éléments géographiques est expliqué par Puech (2001) : « *La théorie hiérarchique suppose que l'espace est structuré en niveaux d'organisation superposés, qui interfèrent les uns avec les autres. Elle prédit qu'il n'y a pas de continuum quand évolue l'échelle d'observation mais un certain nombre de valeurs distinctes, de seuils, définissant des niveaux (Burel et al., 1992, Brunet et al., 1997). Dans chaque niveau, l'espace est décrit en objets, unités fonctionnelles élémentaires qui en sont fondamentalement dépendantes. A chaque niveau d'organisation correspondent des objets, des processus et des paramètres pertinents (Lebel 1990, Burel et al., 1992). Les niveaux d'organisation sont emboîtés selon une généalogie de type père, fils et petit-fils. Les objets d'un niveau inférieur sont censés être éléments du niveau supérieur et inversement les objets d'un niveau supérieur sont un regroupement d'objets du niveau inférieur (Mering, 1990).* » (Dans cette citation, l'emploi du terme « objet » correspond à l'élément. La notion et le choix des objets géographiques sont expliqués dans la section 1.3.1.). Il n'y a pas de décomposition de l'espace en « *morceaux absolus* », c'est selon l'étude et la thématique que l'on va découper l'espace en niveaux d'organisation, ces niveaux correspondant plutôt aux fonctionnalités des objets (Puech, 2001). Le passage d'un niveau à un autre demande de changer d'objets d'appréhension et de schémas de fonctionnement, de représentation du monde. Alors, il est important de définir en premier lieu le choix des unités spatiales correspondant à des objectifs précis (Oppenshaw, 1981).

1.2.2.2. Organisation multi-niveaux des pratiques agricoles

Afin d'observer, de caractériser et d'analyser les pratiques agricoles liées au bocage, plusieurs niveaux d'organisation spatiale et temporelle s'imposent. Les niveaux relatifs aux pratiques agricoles vont de la parcelle (niveau fin) au territoire agricole (niveau supérieur). L'analyse des pratiques agricoles territorialisées nécessite une connaissance du fonctionnement et de la dynamique des éléments et des niveaux d'organisation en jeu dans le système.

L'organisation des pratiques agricoles territorialisées dépend de contraintes internes à l'exploitation agricole (contrainte agronomique par exemple) et externes à l'exploitation (contraintes « traditionnelles », contraintes physiques, etc.). C'est l'organisation spatio-temporelle de l'occupation des sols, donc la contrainte agronomique, qui joue un rôle primordial sur les pratiques agricoles effectuées sur les haies en Bretagne (Thenail, Baudry, 2004 ; Thenail, 2002). Cette contrainte agronomique est intégrée dans une dimension spatiale plus grande que le territoire d'exploitation d'un agriculteur, celle du territoire agricole dans lequel il évolue. Les contraintes agronomiques d'une exploitation agricole dépendent de contraintes externes que sont les contraintes physiques du territoire agricole sur lequel l'exploitation est implantée. Par exemple, la présence d'un cours d'eau, de zones humides ou de forêts constituent une contrainte physique à laquelle l'agriculteur devra s'adapter pour la mise en place d'une culture. Enfin, un autre facteur explicatif fort de la mise en place de pratiques est la présence d'un héritage traditionnel sur certains territoires, mené parfois en dehors de tout lien avec des contraintes physiques. C'est le cas, par exemple, de la pratique de l'émondage dans le bassin rennais qui s'effectue depuis le 17ème siècle (Bardel *et al.,* 2008).

Les pratiques agricoles s'organisent selon trois niveaux : la parcelle agricole, l'îlot de parcelles et, à un niveau supérieur, le territoire. Les niveaux de la parcelle agricole et de l'îlot parcellaire correspondent à une organisation interne à l'exploitation agricole, tandis que le niveau du territoire correspond à une organisation externe à l'exploitation agricole. La parcelle est définie comme la plus petite entité de gestion d'un agriculteur. Elle n'est pas appréhendée selon la définition cadastrale (propriété foncière), mais comme unité de base observable (unité d'occupation du sol identique). La parcelle est une entité homogène. L'îlot de parcelle est ici défini comme un groupe de parcelles voisines et gérées de façon homogène dans le temps. Le territoire d'exploitation est un ensemble spatialement discontinu et pour cela difficile à appréhender par l'observation à partir de données de télédétection. Nous considèrerons ici le niveau du territoire agricole constitué de l'ensemble des territoires d'exploitation des agriculteurs, c'est-à-dire l'ensemble des parcelles, haies, etc. Enfin, l'occupation du sol fait référence aux propriétés physiques observées de la surface terrestre, c'est-à-dire ce qui recouvre le sol ; l'utilisation du sol fait appel aux fonctions économiques et sociales de celle-ci (Di Gregorio, Jansen, 1997). L'occupation des sols est observée par différentes sources qui comprennent l'œil humain et les moyens offerts par la télédétection (Hubert-Moy, 2004).

1.2.2.2.1. Au niveau parcellaire

Rappelons que la haie, du point de vue de l'agriculteur, forme une limite entre deux parcelles. Elle constitue un interchamp et est entourée de deux bordures de champs de part et d'autre de la haie. Cette limite est gérée par l'agriculteur principalement selon l'occupation du sol des parcelles agricoles adjacentes. Il s'agit de la gestion de la contrainte agronomique au niveau

d'organisation le plus fin, celui de la parcelle. Ainsi, la gestion des haies diffère selon l'occupation du sol des parcelles adjacentes comme le montre la figure 1.7.

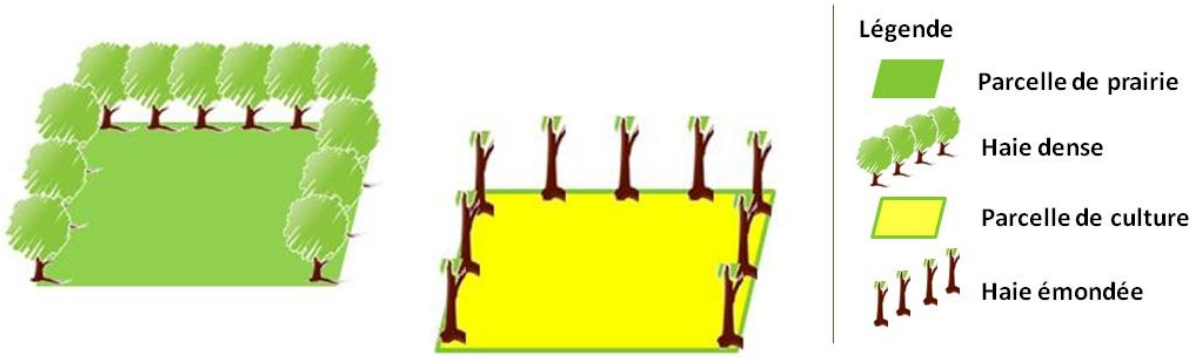


Figure 1.7 - Exemple de gestion des haies en bordure de prairie ou culture.

Les cultures ont besoin de lumière pour se développer, des arbres aux branches trop importantes gênent la croissance des rangées de cultures proches des bordures et le passage des engins agricoles. La pratique de l'élagage ou l'émondage permet le maintien de la haie autour d'une parcelle de culture en conservant des fonctions essentielles (limitation de l'érosion, filtrage de l'eau,…). Les haies arborées qui entourent les parcelles de cultures sont donc le plus souvent sujettes à des pratiques telles que l'émondage ou l'élagage qui engendrent une dégradation de l'état de la haie : les trouées entre les arbres sont plus importantes, les arbres sont plus espacés, moins denses, etc. (Thenail *et al.*, 2003). Les haies bordant les parcelles de prairies sont quant à elles le plus souvent denses, notamment lorsqu'elles sont pâturées, les arbres produisant l'ombre nécessaire aux bêtes. La figure 1.8 illustre le fait que la haie est gérée de manière différente selon l'occupation du sol des parcelles adjacentes. Ici, la haie est bordée à droite par une jeune culture de maïs et à gauche par une prairie. La pratique effectuée sur ces haies est asymétrique : la bordure boisée adjacente au champ de culture a été élaguée, la bordure boisée adjacente à la prairie est laissée dense.

Figure 1.8 – Illustration de pratique agricole asymétrique sur les haies, site de Pleine-Fougères (Photographie de C. Vannier).

La gestion des pratiques agricoles au niveau le plus fin, celui de la parcelle, dépend donc de l'occupation du sol des parcelles adjacentes à la haie, mais également de l'organisation temporelle de l'occupation du sol de celles-ci. En effet, l'occupation du sol d'une parcelle est organisée au niveau temporel selon une contrainte agronomique. Des successions d'occupation des sols sont mises en place par les agriculteurs afin de lutter contre les ravageurs et les maladies et permettre d'enrichir les sols en éléments nutritifs (Joannon *et al*., 2008). Cette dynamique d'occupation des sols se traduit par une succession de couverts prairiaux ou de cultures dans les parcelles. Les pratiques agricoles effectuées sur les haies dépendent de ces successions de prairies et cultures (Baudry, Jouin, 2003 ; Lotfi *et al.*, 2010). Par exemple, la pratique de l'émondage d'une haie s'effectue à la fin d'un cycle de prairies et juste avant la mise en place du maïs. La pratique est anticipée par rapport au moment où l'agriculteur sème la culture et elle est organisée dans le temps. Si une haie est émondée après une occupation du sol en prairie, c'est en prévision d'une mise en culture pour plusieurs années. La figure 1.9 illustre l'organisation temporelle des pratiques selon les successions d'occupation des sols dans les parcelles adjacentes. Les temporalités (T, T+1, T+2, T+n) représentent une série d'évènements sur la parcelle agricole (changement d'occupation du sol temporaire ou pérenne) qui conditionne la pratique mise en place sur les haies.

Ainsi, une succession de prairies (1ère ligne – Figure 1.9) favorise le maintien d'un bocage dense que l'on peut trouver autour de prairies permanentes pâturées par exemple. Une alternance de prairies et cultures de 2 ou 3 ans (2ème ligne – Figure 1.9) peut amener à une pratique de l'émondage ou de l'élagage en début de période de cultures (Thenail *et al.,* 2009 ; Thenail, Baudry, 2004) et une repousse des branches sur les périodes où la parcelle est en prairie. L'évolution de successions à dominante prairiales vers des successions à dominante culturales (3ème ligne – Figure 1.9) conduit à une pratique de l'émondage, puis de l'arasement de haies si le système de culture persiste. A l'inverse, un système de successions à dominante culturale évoluant vers un système de successions à dominante prairiale (4ème ligne – Figure 1.9) est favorable au maintien ou à la plantation de haies selon l'organisation spatiale de l'occupation des sols des parcelles voisines (Lotfi, 2008, Thenail *et al*., 2009).

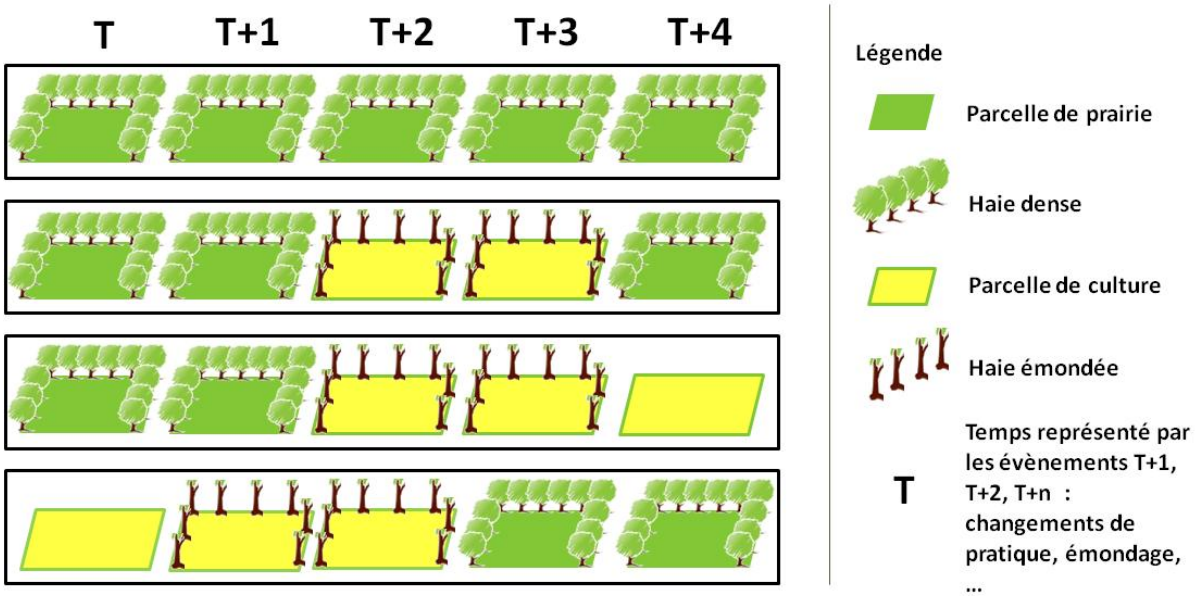


Figure 1.9 - Quatre exemples de dynamiques temporelles des pratiques au niveau de la parcelle.

1.2.2.2.2. Au niveau de l'îlot parcellaire

Si l'organisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies dépend de l'occupation du sol des parcelles adjacentes aux haies considérées, elle dépend également de la dynamique temporelle de l'occupation des sols, c'est-à-dire des successions culturales des parcelles considérées. Elle dépend également de l'organisation spatiale des parcelles dans un voisinage proche et de leur dynamique d'occupation du sol (Soltner, 1995 ; Thenail, Codet, 2003 ; Thenail *et al.,* 2004 ; Houet, 2006). On parlera d'îlot parcellaire pour définir un groupe de parcelles voisines et gérées de façon homogène dans le temps, c'est-à-dire avec la même trajectoire de succession d'occupation du sol sur une période donnée. Au niveau de l'îlot parcellaire, l'organisation spatiale des parcelles de cultures ou prairies conditionne les choix de pratiques agricoles effectuées sur les haies (Figure 1.10).

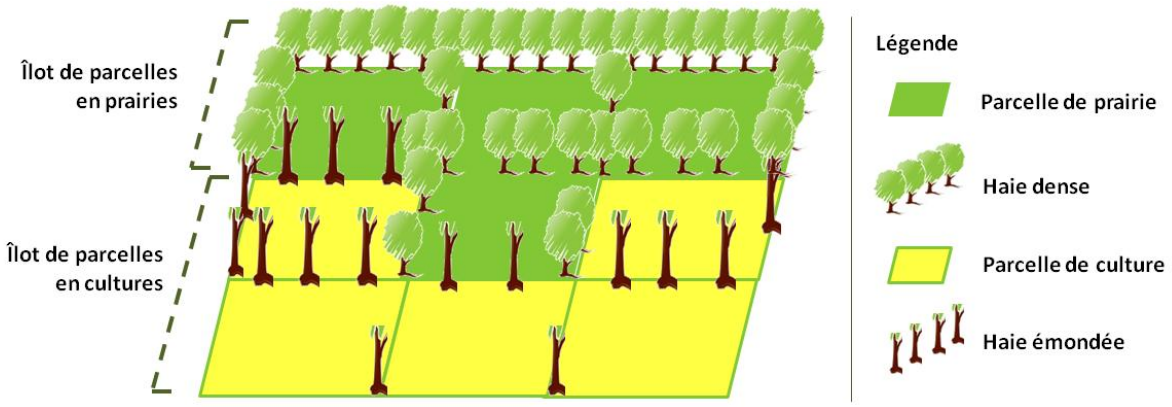


Figure 1.10 - Organisation spatiale des pratiques agricoles au niveau de l'îlot parcellaire.

Le maintien d'une haie dense et d'un paysage fermé est privilégié dans les îlots parcellaires à dominante prairiale, entre les parcelles de prairies permanentes ou longues durées ; les émondes sont favorisées entre deux parcelles de culture, tandis que l'absence de haie, ou l'arasement, est favorisé à l'intérieur d'îlots de parcelles toujours en culture. C'est la gestion conjointe de l'ensemble des parcelles agricoles à l'intérieur de l'îlot qui amène à pérenniser certains types de pratiques effectuées sur le réseau de haies. Par exemple, un îlot aux successions mixtes (cultures et prairies) évoluant au fil du temps en un îlot aux successions à dominante culturale favorise la pratique de l'émondage voire, à terme, de l'arasement des haies internes à cet îlot. Ce type de pratique ne s'effectue pas à partir d'une réflexion sur l'organisation annuelle de l'occupation des sols mais selon une réflexion de l'agriculteur à plus long terme sur l'aménagement des îlots parcellaires au sein de son exploitation agricole.

L'exploitation agricole est située à un niveau supérieur d'organisation des pratiques, elle représente un territoire discontinu mais géré de façon homogène. En effet, l'ensemble des parcelles d'une exploitation agricole ne sont pas d'un seul tenant et sont dispersées sur le territoire. Il est cependant intéressant de se pencher sur ce niveau d'organisation puisqu'il s'agit du niveau de décision. En effet, l'ensemble des parcelles et des haies d'une exploitation sont gérées selon une même logique, celle de l'agriculteur-exploitant. Il gère un espace discontinu où les haies sont souvent des objets de limites, non seulement entre deux parcelles, mais aussi entre deux propriétés ou sur le bord de routes ou de chemins. Ces types de haies sont gérés différemment des autres du fait de leur

rôle de limite de territoire (Houet, 2006). On observe que ces espaces sont favorables à la plantation de haies, les haies déjà présentes étant préférentiellement maintenues.

1.2.2.2.3. Au niveau du territoire

A un niveau supérieur, celui du territoire agricole, les contraintes physiques liées à la présence de cours d'eau, de forêts, de types de sols, sous-sols, etc., ajoutent un forçage dans le système de l'organisation spatiale des pratiques agricoles décrites dans les sections précédentes. En effet, ces contraintes physiques sont gérées par l'agriculteur au sein de son exploitation. Les pratiques agricoles sont gérées à des niveaux fins (parcelles, îlots parcellaires) mais on observe des organisations spatiales spécifiques au niveau du territoire. Par exemple, des lisières de prairies souvent permanentes le long de cours d'eau (bandes enherbées), sont souvent bordées d'un bocage très dense. Cette organisation spatiale répond à des politiques locales ou globales concernant la qualité des eaux en Bretagne, comme les contrats de bassins versants passés dans le cadre des programmes Bretagne Eau Pure (BEP). Un autre exemple est la présence de haies brise-vent, plantées uniquement pour leur fonction de régulation au niveau climatique pour la protection des cultures.

1.3. Echelles, objets, pixels

1.3.1. Les objets d'intérêt

Travailler à différentes échelles et observer un territoire, ou les éléments d'un territoire, revient à faire des choix sur les représentations et les modes de représentation à adopter. Le choix de représentation se rapporte ici à l'objet géographique. Selon Brunet *et al.* (2005), un objet géographique est défini comme une entité qui possède une dimension dans l'espace, qui met en jeu des lieux et qui possède d'intéressantes propriétés fonctionnelles du point de vues de la géographie (par exemple : un champ, une montagne, un réseau, une ville, une distribution spatiale…). Robin (1995) adapte cette définition de l'objet géographique à la télédétection : « *L'objet géographique est défini, dans le paysage, comme un élément à l'interface hydrosphère-atmosphère, lithosphère-atmosphère ou biosphère-atmosphère. Il est doté d'une surface caractérisée par un ensemble de valeurs radiométriques et est délimité par d'autres éléments caractérisés par d'autres valeurs radiométriques. La forme et l'organisation des valeurs radiométriques de l'élément du paysage son révélatrices de son identité, au même titre que sa signature spectrale* ».

Les entités géographiques observées, liées directement aux pratiques agricoles territorialisées mises en place sur les haies, sont d'une part les parcelles agricoles, les îlots parcellaires et d'autre part, le réseau de haies, les haies, les éléments de haies/arbres. Le territoire agricole constitué de l'ensemble de ces éléments est appréhendé comme une échelle d'analyse et de restitution. Les objets sont observés et cartographiés de la manière la plus fine possible, l'ensemble des objets observés constitue le territoire agricole étudié. Comme cela a été défini précédemment, la parcelle agricole constitue l'unité de base de l'agriculteur, avec un type de couvert et un mode de gestion ; l'îlot parcellaire est constitué d'un groupe de parcelles homogènes ayant les mêmes cultures et les mêmes modes de gestion. Le réseau de haies est constitué d'éléments linéaires entourant les parcelles ou îlots de manière plus ou moins continue. La haie constitue un interchamp

(limite de parcelle) et possède deux bordures de champs qui peuvent être gérées de manière différente selon l'occupation des sols des parcelles adjacentes. La haie, constituée d'éléments arborés ou arbustifs, s'étend de manière plus ou moins continue le long d'une bordure de champ.

Les objets géographiques étudiés du point de vue thématique sont définis par les niveaux d'organisation des pratiques. Du point de vue technique, les objets observés à partir de données de télédétection sont intégrés dans un Système d'Information Géographique (SIG). Les objets possèdent un mode de représentation (Figure 1.11) surfacique, linéaire ou ponctuel, ils comportent des attributs propres, une identité, une spatialité, des relations hiérarchiques et/ou de voisinage avec d'autres objets, etc. Ainsi, les objets « parcelle » et « îlot parcellaire » sont représentés par des éléments surfaciques, tandis que le mode de représentation du « réseau de haies » et des « haies » peut varier selon la problématique (recherche de la simple présence des objets ou de leur emprise spatiale) et être représentés à la fois par des éléments surfaciques ou linéaires. De même, les éléments de haies et arbres peuvent avoir un mode de représentation surfacique, linéaire ou ponctuel.

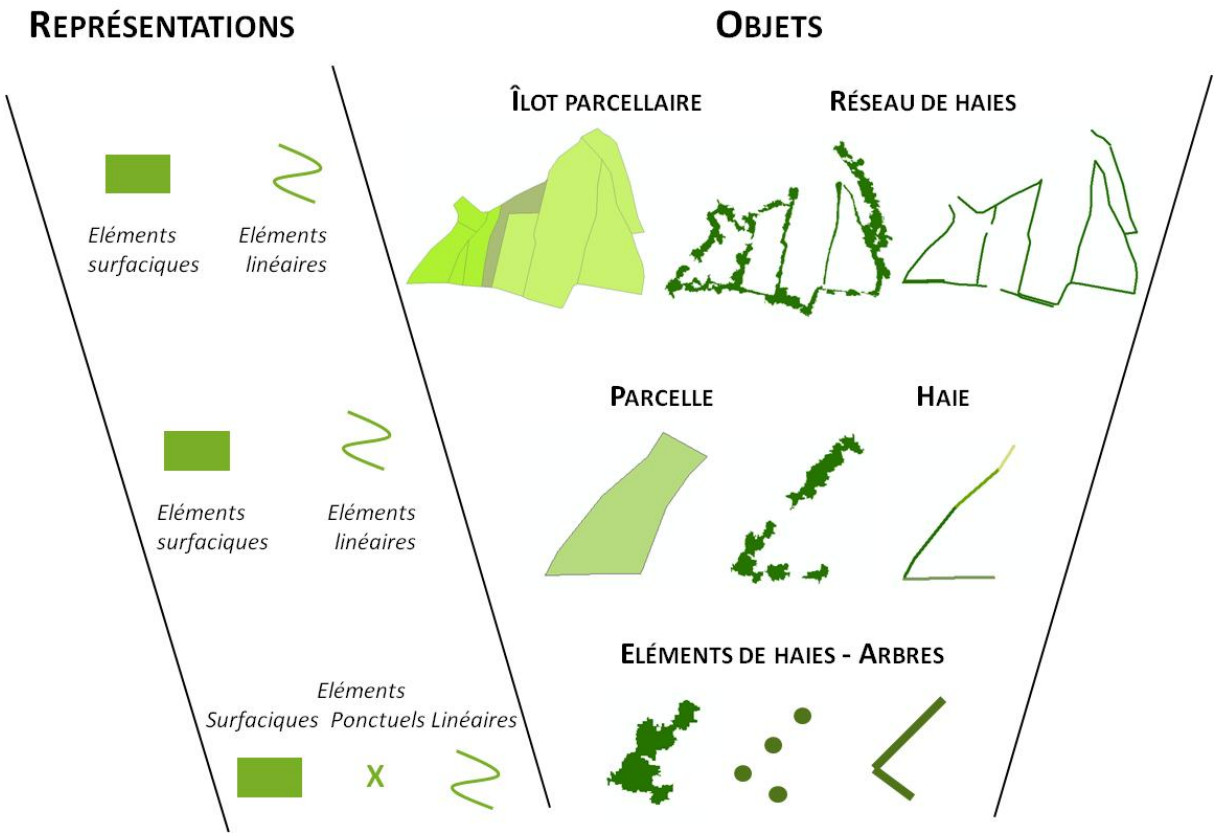


Figure 1.11 – Les objets géographiques d'intérêt : du point de vue thématique ils sont définis selon les niveaux d'organisation des pratiques (à droite, objets), du point de vue technique, ils possèdent un mode de représentation (à gauche, représentation).

1.3.2. L'observation des objets géographiques d'intérêt

L'observation d'un territoire à partir de données de télédétection est contrainte principalement par l'outil du fait de la résolution spatiale du pixel (Marceau, 1999). Il est important de souligner que le pixel, plus petite entité d'une image numérique, constitue un mode de représentation au même titre que l'objet géographique. Il s'agit de mettre en correspondance les objets géographiques d'intérêt (parcelles, îlots, haies…) avec les caractéristiques techniques des données de télédétection. Cela revient à relier les objets géographiques aux pixels. Sur une image numérique, un objet géographique ne peut être correctement représenté que par un groupe de pixels. En utilisant des approches orientées-objets et non plus des approches basées sur le pixel, il est désormais possible de prendre en considération des concepts géographiques de voisinage, distance, localisation, hiérarchie (Blaschke, Strobl, 2001). La figure 1.12 illustre l'importance de la contextualisation de l'analyse dans la compréhension d'un élément de paysage.

Figure 1.12 – Contextualisation de l'information d'une image numérique. *L'observation de la photographie à gauche nous informe de la présence d'arbres groupés. L'observation de la photographie au centre permet de contextualiser le groupe d'arbres précédent : il s'agit de deux alignements d'arbres le long de parcelles agricoles au sein d'un réseau assez dense d'autres alignements d'arbres. Enfin, l'observation de la photographie de droite nous permet de placer ce groupe d'arbres au sein d'un contexte encore plus large : ces deux alignements de départ appartiennent à un réseau de haies inclus au sein d'un territoire agricole où le paysage est composé de grandes parcelles de céréales en majorité et où les haies ne sont pas systématiquement présentes le long des parcelles. Le paysage global est assez ouvert contrairement à ce que pourrait laisser penser l'observation et l'analyse des deux premières photographies.*

Grâce aux méthodes d'analyse contextuelle d'images numériques, le pixel seul ou groupé avec ses voisins, représente un objet géographique dans l'ensemble de ses dimensions (taille, forme) et caractéristiques (couleur, texture, structure...). Les méthodes d'analyse contextuelle permettent de construire autant de niveaux d'organisation hiérarchique qu'il en existe sur un territoire donné. La construction des objets peut s'effectuer par agrégation, c'est-à-dire d'un niveau fin par agrégation d'objets jusqu'à un niveau supérieur, ou par désagrégation, ce qui consiste à définir d'abord les macro-objets, puis des objets de plus en plus fins par désagrégation des premiers niveaux. La seule contrainte reste la résolution spatiale minimale de l'image, le pixel restant la plus petite unité distincte même au sein de l'objet. En outre, les méthodes orientées-objets permettent d'identifier et de caractériser chaque objet en fonction des autres objets composant le territoire étudié.

L'observation à partir de données de télédétection étant contrainte par les résolutions spatiales, spectrales, radiométriques et temporelles des capteurs, le choix de ce dernier est primordial pour l'observation des objets d'intérêt. La résolution spatiale de l'image ainsi que la taille des objets étudiés constituent deux paramètres déterminants pour l'analyse des objets. Ce n'est donc pas la taille du pixel qui guide directement le choix du capteur, mais la résolution effective de celui-ci (Woodcock, Strahler, 1987 ; Robin, 1995 ; Aguejdad, 2009), c'est-à-dire le pixel et son voisinage. Il est donc nécessaire de disposer d'un jeu de données de télédétection adapté à chaque échelle et à chaque temporalité de l'objet considéré.

1.3.3. Echelles d'analyses et de restitution de l'information

Dans cette thèse, l'analyse des objets s'effectue à partir d'une base de données spatialisée constituée à partir de données de télédétection. Ces dernières sont acquises à des résolutions spatiales différentes qui induisent une production d'informations analysée à différentes échelles emboîtées (échelles de restitution) : les informations produites sont analysées à l'échelle régionale ou locale (échelles d'analyse). Les dynamiques territoriales, traduisant le contexte de mise en place de pratiques agricoles sur le bocage, sont analysées à une échelle régionale et infrarégionale ; la mise en place de pratiques agricoles sur les haies sont analysées à une échelle locale (Figure 1.13).

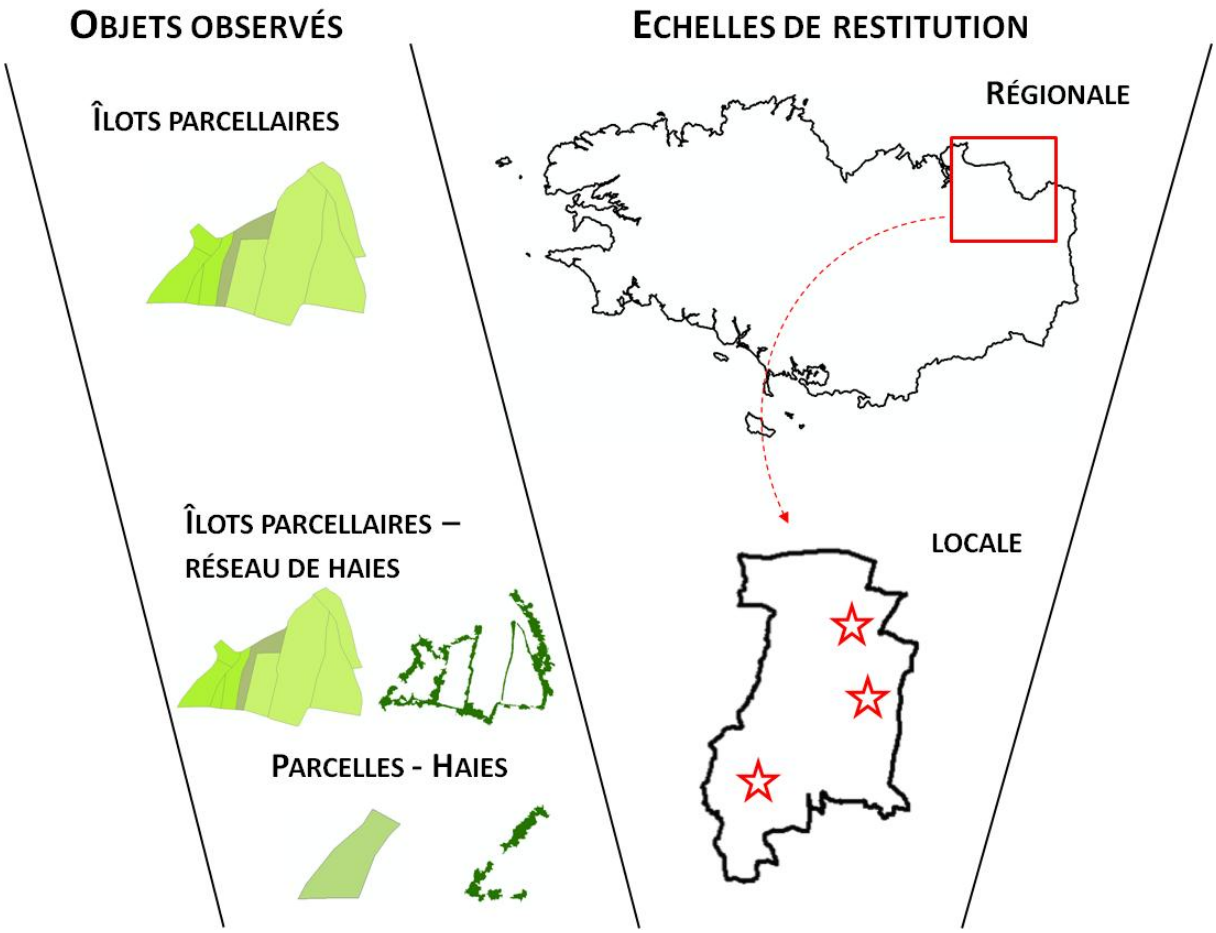


Figure 1.13 – Objets observés et échelles de restitution de l'information.

L'ensemble des objets géographiques étudiés ne sont pas restitués à toutes les échelles. Il s'agit de mettre en correspondance les objets observés par télédétection avec les échelles d'analyse en conservant un sens dans la relation entre échelles, objets et pixels. Les macro-objets, tels que les îlots parcellaires, sont étudiés à l'échelle régionale et infrarégionale. Il s'agit de définir le contexte dans lequel sont mises en place les pratiques agricoles sur le bocage. Les objets plus fins, tels que les parcelles et les haies, sont étudiés aux échelles locales.

CONCLUSION

Les éléments clés (bocage, haies, pratiques agricoles) ont été définis, ainsi que les échelles spatio-temporelles et les niveaux d'organisations des pratiques agricoles territorialisées associées au réseau bocager.

L'étude d'éléments fins aux dynamiques d'évolution rapides et aux problématiques environnementales complexes, telles que les haies et les pratiques agricoles qui y sont associées, nécessite de définir plusieurs échelles d'observation et d'analyse s'imbriquant les unes aux autres. La télédétection impose un mode de représentation de l'espace et des échelles propres. Le traitement des données de télédétection à partir d'une méthode orientée-objets permet la représentation des éléments d'intérêt en objets géographiques contextualisés dans un ensemble. A chaque échelle d'analyse déterminée correspond une gamme d'objets qui apporte une information directe ou indirecte sur les pratiques mises en place sur le réseau de haies, ou sur la haie. L'analyse à l'échelle régionale permet de contextualiser l'information à l'échelle locale.

Il s'agit ici d'un travail méthodologique visant à évaluer l'apport et les performances d'une démarche multiscalaire, à partir de données de télédétection, pour l'étude d'éléments fins structurant le paysage. L'originalité de la démarche multiscalaire proposée réside dans la mise en conformité des différentes échelles et rend cette méthodologie opérationnelle et applicable.

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de valorisation scientifique :

VANNIER C., 2010 : « Représentation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection ; Echelles, objets, pixels », *Colloque Géopoint*, Avignon, 6 p.

CHAPITRE 2

LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : ETAT DE L'ART

SOMMAIRE

INTRODUCTION 40

2.1. Identification et caractérisation du bocage : données et méthodes 40

2.1.1. Les inventaires spatialisés existants 40

2.1.1.1. Les inventaires relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols 40

2.1.1.2. Les inventaires et cartographies du réseau bocager 44

2.1.2. La télédétection : données et méthodes 48

2.1.2.1. Identification et caractérisation des haies à partir de données de télédétection 48

2.1.2.2. Une méthode contextuelle : la méthode orientée-objets 52

2.2. La modélisation des pratiques agricoles : quels outils pour quels résultats ? 53

2.2.1. La modélisation multi-agents … 53

2.2.2. … appliquée en environnement 55

CONCLUSION 59

INTRODUCTION

Ce chapitre présente l'état de l'art des études portant sur l'observation et la modélisation des pratiques agricoles associées au réseau bocager.

L'étude des pratiques agricoles associées au réseau bocager ne peut se dissocier de l'étude de l'occupation du sol des parcelles avoisinantes. En effet, les pratiques dépendent de l'occupation et de l'utilisation des sols des parcelles agricoles adjacentes aux haies (cf. Chapitre 1, § 1.2.). Ainsi, nous présenterons tout d'abord un état des lieux des inventaires spatialisés relatifs au suivi de l'occupation et de l'utilisation des sols existant, ainsi que ceux relatifs à la cartographie et à la caractérisation du réseau bocager, moins nombreux. Nous exposerons ensuite une synthèse des travaux portant sur l'utilisation de données de télédétection pour l'identification et la caractérisation du réseau bocager. Enfin, nous présenterons un état de l'art de la modélisation spatiale effectuée à partir de modèles multi-agents consacrés à l'étude de la dynamique des paysages et des changements d'occupation et/ou d'utilisation des sols.

2.1. Identification et caractérisation du bocage : données et méthodes

2.1.1. Les inventaires spatialisés existants

2.1.1.1. Les inventaires relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols

Il existe de nombreux inventaires spatialisés relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols sur le territoire national ou européen : le Recensement Général Agricole (RGA), les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC), le Registre Parcellaire Graphique (RPG), l'enquête TerUti-LUCAS (Utilisation du Territoire – Land Use/Cover Area frame Statistical Survey), la base de données CORINE Land Cover (Co-ORdination of Information on the Environment). Toutefois, les informations produites par ces inventaires ne sont pas aisément comparables car elles ne présentent pas toutes la même typologie et ne sont pas acquises et restituées aux mêmes échelles spatiales et temporelles (Tableau 2.2).

Le Recensement Général Agricole (RGA) est effectué tous les 10 ans depuis 1955 à partir d'enquêtes réalisées auprès des agriculteurs. Les données sont acquises à l'échelle de l'exploitation agricole et restituées à l'échelle communale. C'est la localisation du siège d'exploitation qui est prise en compte, les informations étant ensuite agrégées à l'échelle communale. Il existe donc un biais quant à la localisation des parcelles cultivées pouvant se trouver en dehors de la commune du siège d'exploitation. Précisons que le RGA ne recense que les informations relatives à l'occupation et l'utilisation des sols agricoles, les autres types de surfaces (artificialisées, forestières, etc.) n'étant pas recensés.

Les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC) sont effectuées annuellement depuis 1995. Ces données sont collectées par la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF) et traitées par le Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES). Contrairement au RGA, les données sont collectées à l'échelle de la parcelle agricole puis restituées à l'échelle communale. Seules les informations des agriculteurs déclarants à la PAC sont recensées. Il existe la encore un biais dans cette donnée, l'information des non

déclarants étant inexistante. Comme pour le RGA, seule l'occupation et l'utilisation des sols agricoles sont renseignés les autres types de surfaces (artificialisées, forestières, etc.) n'étant pas déclarées.

Le Registre Parcellaire Graphique a été mis en place entre 2002 et 2005. Il constitue un Système d'Information Géographique administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP). Il contient plus de 6 millions d'îlots renseignés par près de 400 000 agriculteurs. Cette donnée existe depuis 2006, elle est diffusée de manière anonyme par l'ASP pour des usages relevant d'une mission de service publique ou d'une activité non commerciale. L'échelle d'acquisition et de restitution de l'information est celle de l'îlot de parcelles, l'îlot correspondant à un ensemble contigu de parcelles culturales exploitées par un même agriculteur. Les contours des îlots sont remis à jour annuellement sur la base de l'orthophotoplan de l'Institut Géographique National (IGN). L'information est structurée en quatre niveaux emboîtés, elle comporte des informations relatives à la forme juridique de l'exploitation, la classe d'âge de l'exploitant ; les types de cultures y sont décrits en 28 postes de nomenclature. Seule l'occupation et l'utilisation des sols agricoles sont renseignés par le RPG, les autres types de surfaces (artificialisées, forestières, etc.) ne le sont pas.

L'enquête TerUti-LUCAS, effectuée par la DRAAF et traitée par le SCEES, a pour objectif d'effectuer un suivi de l'occupation et de l'utilisation des sols à l'échelle nationale sur tous les types de surfaces (agricoles, naturelles, urbanisées). La première enquête, qui a eu lieu en 1946, se basait sur le cadastre ; puis la méthode a connu des évolutions (photo-interprétation, mise en place d'un échantillonnage) jusqu'en 1982. De 1982 à 2005, les enquêtes ont été réalisées tous les ans. En 2005, la méthodologie de l'enquête nationale TerUti a été mise en cohérence avec l'enquête européenne LUCAS et la nomenclature et l'échantillonnage ont été révisés. Depuis 2005, les données de l'enquête TerUti-LUCAS sont acquises au moyen d'un échantillonnage stratifié du territoire national, divisé en 4700 mailles, rassemblant 32 296 segments et 327 564 points d'échantillonnage. Les données sont relevées par des enquêteurs sur le terrain pour chaque point accessible et photo-interprétées pour les points inaccessibles (en haute montagne par exemple). Les données relevées sur chaque point de l'échantillon sont extrapolées, un point représentant approximativement 175 ha de la surface relevée en France métropolitaine (hors Paris et Île-de-France où un point est estimé à 92 ha). La précision est estimée à partir d'un intervalle de confiance ; par exemple, pour l'enquête de 2006, elle est considérée correcte puisque 39 postes de la nomenclature (couvrant 98.3% du territoire) ont une erreur estimée inférieure à 5%.

Le programme CORINE Land Cover, soutenu par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) et l'Institut Français de l'Environnement (IFEN), a pour objectif d'effectuer un inventaire biophysique de l'occupation du sol pour 38 états européens plus les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie. Les cartographies disponibles datent de 1990, 2000 et 2006. Ces cartes sont effectuées à partir de classifications et de photo-interprétation d'images satellitales (images SPOT 4 et IRS P6 LISS III pour l'année 2006 par exemple). La nomenclature de la base de données est hiérarchisée en trois niveaux imbriqués et comprend 44 postes d'occupation du sol (Tableau 2.1). Les cartographies CORINE Land Cover sont effectuées avec une précision de 5 ha et restituées à une résolution spatiale de 25 ha. Les informations sont le plus souvent recueillies et/ou restituées à des échelles grossières (échelle communale, petites régions agricoles) difficilement compatibles avec une analyse fine de l'occupation des sols. La cartographie proposée par CORINE Land Cover, bien adaptée pour des analyses à l'échelle européenne, nationale voir régionale, n'est pas adaptée à l'analyse de l'occupation des sols dans des paysages agricoles bocagers (Hubert-Moy, 2004). En effet, la nomenclature concernant les territoires agricoles regroupe 11 classes différentes, la classe

« systèmes culturaux et parcellaires complexes » est affectée à une grande partie du territoire agricole breton, certains secteurs agricoles pouvant être indifféremment classés dans plusieurs catégories à la fois. De plus, du fait de l'échelle de précision de la classification de 5 ha, les changements qui surviennent doivent s'étendre sur une superficie supérieure ou égale à 5 ha continus, ce qui est peu adapté aux paysages fragmentés.

Tableau 2.1 – Nomenclature de niveau 3 de CORINE Land Cover pour les territoires agricoles (Source : IFEN)

- **1 Territoires artificialisés**
- **2 Territoires agricoles**
  - 21 Terres arables
    - 211 Terres arables hors périmètres d'irrigation
    - 212 Périmètres irrigués en permanence
    - 213 Rizières
  - 22 Cultures permanentes
    - 221 Vignobles
    - 222 Vergers et petits fruits
    - 223 Oliveraies
  - 23 Prairies
    - 231 Prairies
  - 24 Zones agricoles hétérogènes
    - 241 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes
    - 242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes
    - 243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants
    - 244 Territoires agro-forestiers
- **3 Forêts et milieux semi-naturels**
- **4 Zones humides**
- **5 Surfaces en eau**

Tableau 2.2 – Synthèse des inventaires spatialisés relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols en France et en Europe.

	Recensement Général Agricole (RGA)	**Déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC)**	**Registre Parcellaire Graphique (RPG)**	**Enquête Utilisation du Territoire (TerUti-LUCAS)**	**Co-ORdination of Information on the Environment (CORINE Land-Cover)**
Mode d'acquisition des données	Recensement par exploitation	Déclaration des agriculteurs	Déclaration des agriculteurs	Relevé de terrain	Classification d'images satellites
Types de surfaces renseignées	Surfaces agricoles	Surfaces agricoles	Surfaces agricoles	Toutes surfaces	Toutes surfaces
Nombre/nature des classes	Une classe par culture	Une classe par culture	28 classes	39 classes	44 classes
Echelle d'acquisition	Exploitation agricole	Parcelle	Îlot parcellaire	Par point, échantillon constant.	5 hectares
Echelle de restitution	Communale (biais : localisation au siège d'exploitation)	Communale (biais : uniquement les agriculteurs déclarants)	Îlot parcellaire	Petite région agricole, spatialisation possible	25 hectares
Pas de temps	10 ans	Annuel	Annuel	Annuel	± 10 ans
Période / dates couvertes	1955 - 2000	Depuis 1995	2006 à 2010	Depuis 1946 (évolutions méthodologiques en 1982 et 2005)	1990, 2000, 2006

L'ensemble des inventaires présentent des lacunes et une grande difficulté de mise en correspondance les uns avec les autres. Cependant, ils apportent des informations intéressantes et apparaissent complémentaires : le RGA permet d'effectuer des analyses d'évolution des paysages et des systèmes agricoles sur le long terme et permet ainsi d'appréhender les rythmes et l'importance des changements qui ont eu lieu depuis les années 50 ; s'il ne bénéficie pas encore d'une profondeur temporelle suffisante pour l'analyse des trajectoires de successions culturales, le RPG est intéressant du fait de la précision de sa résolution spatiale et temporelle ainsi que de la précision des postes de nomenclature ; l'enquête TerUti-LUCAS présente l'avantage de recueillir l'information de l'ensemble de l'occupation des sols à une échelle de précision très fine, homogène sur l'ensemble du territoire et à une résolution temporelle régulière ; cependant, comme toutes les enquêtes par sondage, elle constitue une approximation qui est d'autant plus problématique dans les paysages très hétérogènes comme la Bretagne ; enfin, la cartographie proposée par CORINE Land Cover est bien adaptée pour des analyses à des échelles larges c'est-à-dire à l'échelle européenne, nationale voir régionale dans certains cas, mais elle ne permet pas de caractériser avec précision l'occupation des sols agricoles des paysages très hétérogènes comme la Bretagne.

En conséquence, malgré leur intérêt respectif, les données actuellement disponibles à l'échelle régionale sur l'occupation et l'utilisation des sols ne permettent pas d'effectuer une analyse spatio-temporelle détaillée des successions culturales à une échelle fine sur l'ensemble de la Bretagne.

2.1.1.2. Les inventaires et cartographies du réseau bocager

Il existe peu d'inventaires statistiques ou cartographiques du réseau bocager effectués à petite échelle : l'enquête complémentaire de TerUti-LUCAS sur les haies en Bretagne et la BD TOPO® de l'Institut Géographique National (IGN) qui comporte une classe relative à la végétation arborée.

L'enquête TerUti-LUCAS, réalisée à l'initiative de la DRAAF de Bretagne, a été complétée par une enquête régionale sur les haies en 1996 et 2008. Cette dernière a été effectuée à partir de l'échantillonnage des 15 247 points de TerUti-LUCAS répartis sur l'ensemble du territoire breton. Un enquêteur relève sur le terrain l'occupation du sol et examine de manière exhaustive les linéaires contenus dans un rayon de 40 mètres autour de chaque point. Les résultats sont ensuite extrapolés et évalués à l'aide d'un intervalle de précision, selon la méthodologie utilisée pour réaliser l'enquête TerUti-LUCAS. En 2008, l'erreur moyenne de l'information produite ainsi a été estimée à 1.47% sur l'ensemble de la région. Cependant, le pourcentage d'erreur varie selon la répartition des haies dans le paysage : plus le linéaire est inégalement réparti et plus le taux d'erreur est élevé (Figure 2.1). Ainsi, les résultats produits dans le cadre de cette enquête constituent, comme pour toutes les enquêtes par sondage, des estimations. Or le bocage en Bretagne présente de fortes hétérogénéités en termes de densité et de structure. On peut alors s'interroger sur la validité de la méthodologie d'une enquête réalisée par échantillonnage pour l'observation et le suivi d'éléments linéaires fins dans un paysage agricole fragmenté et hétérogène. De plus, la répétitivité de cette enquête est assez faible puisqu'elle n'a été effectuée jusqu'à présent que pour deux années, 1996 et 2008. Les résultats de ces deux enquêtes sont, de plus, peu comparables en raison d'importantes différences méthodologiques (évolution des définitions des éléments à recenser, de leur longueur minimum, du caractère agricole nécessaire des éléments). Pour palier ce problème, le SCEES a mis en place un

coefficient d'ajustement appliqué à l'enquête de 1996 à des fins de comparaison avec l'enquête de 2008.

L'enquête complémentaire TerUti-LUCAS permet d'évaluer des tendances d'évolution du linéaire de haies en Bretagne. Toutefois, elle n'est pas adaptée à l'observation d'évolutions ponctuelles ou de suivis de pratiques agricoles et ne propose pas de résultats spatialisés de manière précise.

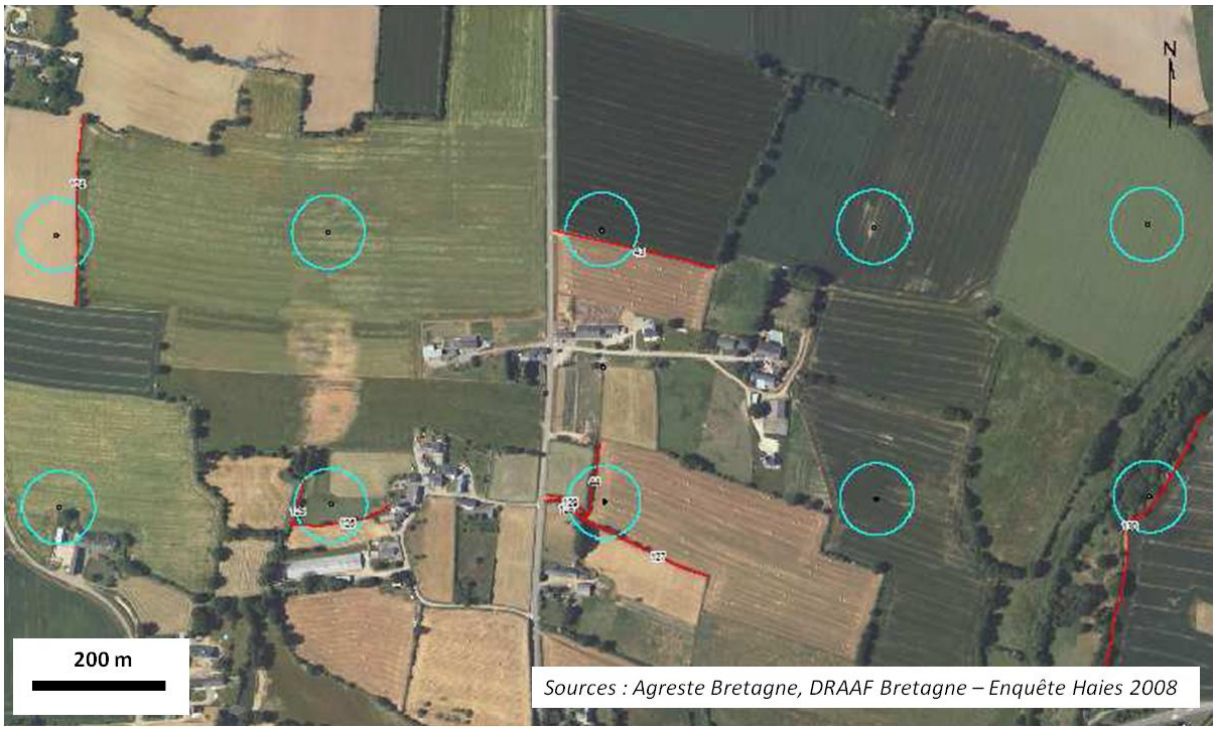


Figure 2.1 – Points d'échantillonnage (points noirs) et zones de relevés d'information (ronds bleus) de l'enquête complémentaire TerUti-LUCAS sur les haies effectuée en 2008 en Bretagne. On note que la densité de haies relevées par ce sondage ne reflète pas exactement la densité réelle de haies présentes dans le paysage.

La cartographie exhaustive du réseau bocager à l'échelle nationale est proposée depuis 2005 par l'IGN dans le cadre du Référentiel géographique à Grande Echelle (RGE®), qui contient une composante topographique (BD TOPO®) renseignant une classe de végétation arborée. Cette dernière est décrite à deux niveaux de précision. Le premier niveau cartographie les zones arborées de plus de 80 m² de manière indifférenciée en une seule classe (couverts forestiers, bosquets, haies, etc.) (Figure 2.2). Ce premier niveau de cartographie a été effectué entre 2000 et 2005. Le second niveau différencie les types de zones arborées selon une typologie en huit classes, dont une classe nommée « haie ». Les contours des objets cartographiés à ce niveau sont simplifiés (par rapport à ceux du premier niveau) et la couche est mise en conformité topologique avec les autres classes de la BD TOPO® ce qui n'était pas le cas du premier niveau (Touya *et al.,* 2010). Ce second niveau de classification est effectué conjointement par l'IGN et l'IFN (Inventaire Forestier National), organisme en charge de l'inventaire permanent de la ressource forestière nationale. Il n'est actuellement que partiellement disponible sur l'ensemble du territoire (Figure 2.3). A ce jour, cet inventaire de la

végétation arborée n'a fait l'objet d'aucune évaluation qualitative. Si l'on souhaite analyser seulement le réseau de haies, le premier niveau d'information n'est pas utilisable, à moins d'effectuer d'importants prétraitements. En effet, toutes les zones arborées étant confondues, il n'est pas possible de dissocier les types d'éléments (forêts, haies, bosquets) sans une phase de photo-interprétation et de redécoupage géométrique des polygones. Le second niveau d'information semble prometteur pour l'analyse du réseau linéaire de haies arborées sur l'ensemble de la Bretagne, cependant il n'a pas encore été évalué. Toutefois, la classification réalisée par l'IGN et l'IFN recense uniquement les zones arborées de plus de 80 m², ce qui pose problème pour la cartographie exhaustive des haies. En effet, dans de nombreux secteurs en Bretagne, les haies sont à la fois constituées d'arbres et d'arbustes ; de plus de nombreuses haies sont constituées d'un alignement d'arbres épars le long de bordures de champs sans forcément constituer de continuités boisées d'une superficie minimale de 80 m². En conséquence, la cartographie proposée par l'IGN permet *a priori* de recenser uniquement les haies boisées denses et non l'ensemble des haies.

La couche « végétation » de la BD TOPO® de l'IGN propose une information spatialisée de manière très précise puisqu'elle se base sur la classification des orthophotoplans d'une résolution spatiale de 0.5 mètres. Cette cartographie n'est cependant pas complète pour la cartographie des haies en Bretagne du fait de la grande diversité de la physionomie des haies. La résolution temporelle de l'actualisation de l'information relative à la couche « végétation » de l'IGN n'est pas encore connue.

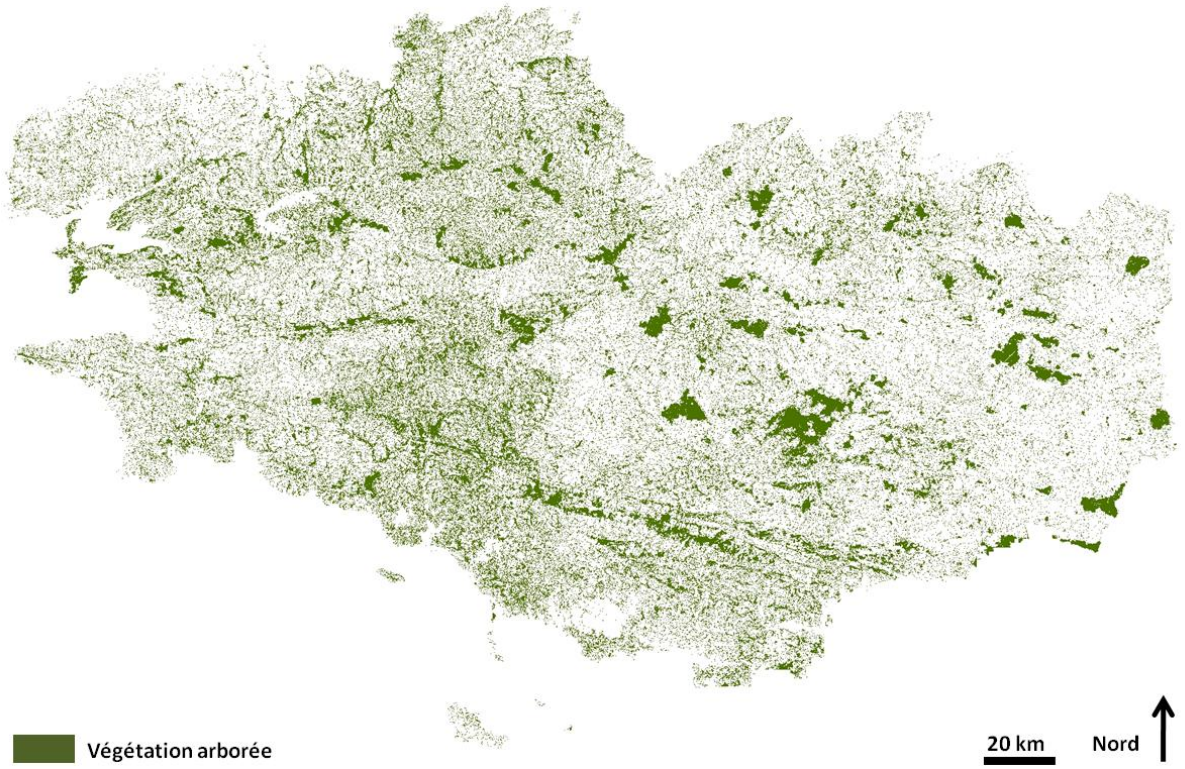


Figure 2.2 – Cartographie de la végétation arborée en Bretagne, 2000-2005 (couverts forestiers, bosquets, haies) (Source : IGN BD TOPO®).

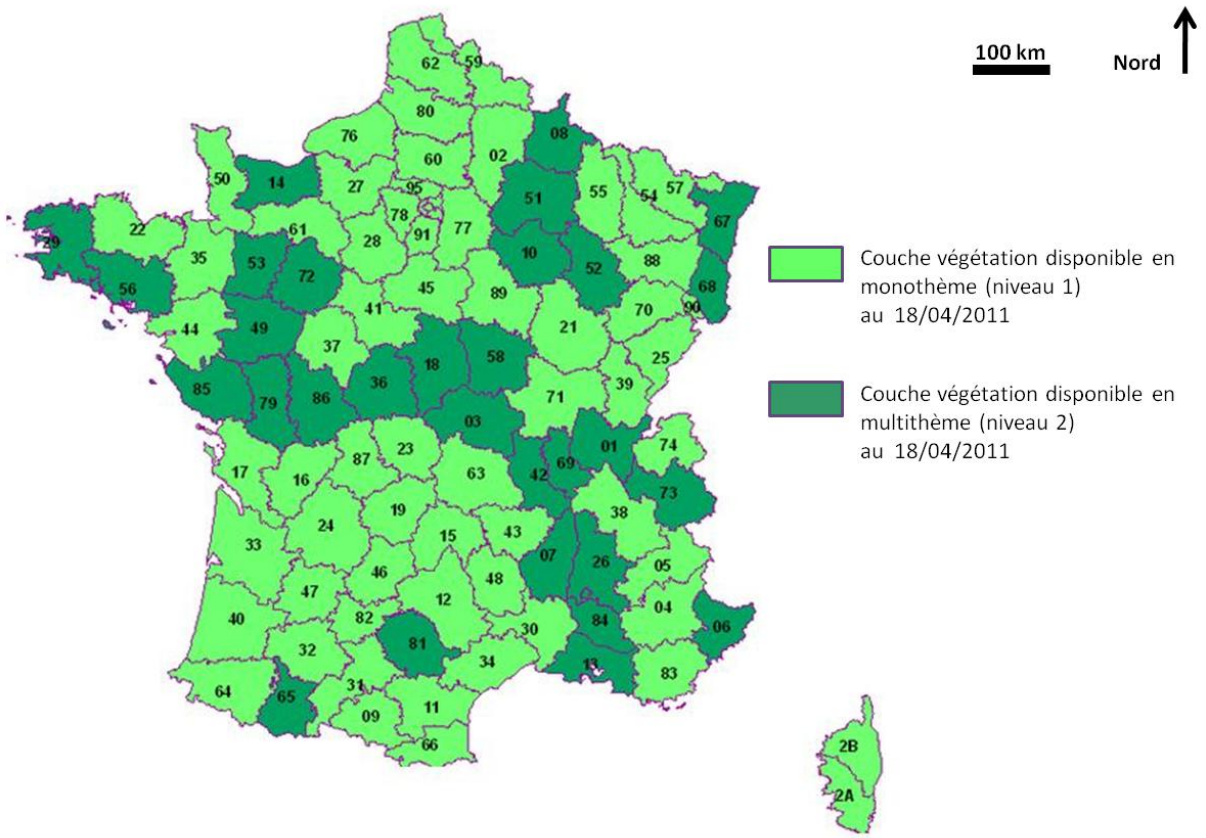


Figure 2.3 – Disponibilité de la couche végétation de l'IGN (BD TOPO®) en 2011.

Enfin, les deux types d'inventaires du réseau bocager (enquête complémentaire TerUti-LUCAS et couche « végétation » de la BD TOPO® de l'IGN) sont difficilement comparables entre eux. En effet, la définition utilisée pour répertorier les éléments bocagers n'étant pas identique (cf. Chapitre 1, §1.1.1.2.), les éléments recensés sur le terrain ne sont pas les mêmes. Les résultats proposés par ces inventaires permettent cependant d'évaluer la densité bocagère présente dans les paysages agricoles.

Le paysage bocager breton impose des contraintes fortes pour l'étude des pratiques agricoles associées au réseau bocager. En effet, le paysage agricole y est très hétérogène tant au niveau de la taille des parcelles ou des systèmes de culture que de la diversité de la densité et de la physionomie des haies (cf. Chapitre 3, § 3.1.4). Les inventaires spatialisés existants comportent des avantages et des limites que ce soit pour l'étude de l'occupation ou de l'utilisation des sols ou pour l'étude du réseau de haies. Il semble alors nécessaire de mobiliser d'autres types d'outils plus adaptés à l'étude d'éléments fins dans des environnements complexes comme c'est le cas des haies en paysage agricole fragmenté. Pour cela, la télédétection apparait comme étant un outil adapté à nos objectifs. L'utilisation de données de télédétection nécessite une évaluation des types de données et méthodes adaptées à l'identification et à la caractérisation des pratiques agricoles effectuées sur le réseau bocager.

2.1.2. La télédétection : données et méthodes

2.1.2.1. Identification et caractérisation des haies à partir de données de télédétection

A partir d'orthophotoplans et de photographies aériennes

Le plus souvent, la cartographie du linéaire bocager est effectuée à partir d'une numérisation manuelle d'orthophotoplans ou de photographies aériennes sur des sites d'études peu étendus (Baudry *et al.*, 2000b ; Padoa-Schioppa *et al.*, 2006 ; DEFRA, 2007 ; Quiblier, 2007 ; Birard, 2008 ; Lotfi, 2008 ; Lotfi *et al.*, 2010). Toutes les haies sont alors représentées sur la carte. A une échelle locale, ces données présentent une résolution spatiale adaptée à la taille des éléments fins qui constituent le linéaire bocager. La photo-interprétation de ces éléments fins, à différentes dates a permis à Lotfi *et al.* (2010) d'effectuer une cartographie précise des haies émondées sur le site d'étude de Pleine-Fougères en Bretagne au nord de l'Ille et Vilaine (cf. Chapitre 3, § 3.2). Les principales limites de l'utilisation de ce type de données et de méthodes sont bien connues : le temps de traitement est très important et la mise à jour des cartes dépend de la résolution temporelle de la donnée source qui est souvent faible. Ce sont cependant les seules données qui permettent d'effectuer une analyse sur le long terme et de remonter dans le temps jusque dans les années 1940-1950 (Conyers, 1986).

Les photographies aériennes ou orthophotoplans font également l'objet de classifications pour l'extraction et la caractérisation du linéaire bocager (Stach *et al.,* 2006 ; Sheeren *et al.,* 2009 ; Tansey *et al.,* 2009). Le plus souvent des méthodes d'extraction et de caractérisation des éléments boisés fins sont développées à partir du traitement de photographies aériennes parfois couplées à des données auxiliaires. Stach *et al.* (2006) ont utilisé des données orthophotographiques infrarouge de l'IGN pour la classification des haies à partir d'une méthode orientée objets. Sheeren *et al*. (2009) ont développé une méthodologie basée sur une analyse spectrale et de texture pour la détection de l'ensemble des éléments arborés. Les types d'éléments (haies, bosquets, bois, arbres isolés) ont ensuite été déterminés à partir d'une analyse orientée objets et du couplage avec des données auxiliaires (cartographie de l'occupation du sol). Tansey *et al.* (2009) ont utilisé des photographies aériennes couplées à des données d'élévation pour la classification des haies et des bordures de champs. Ces méthodologies produisent de bons résultats puisqu'environ 80% des éléments d'intérêt sont extraits ; cependant elles n'ont été appliquées que sur des sites d'étude restreints de quelques kilomètres carrés (Stach *et al.*, 2006 ; Sheeren *et al.*, 2009), ou sur un nombre limité de bordures de champs (Tansey *et al.,* 2009). La principale limite de l'utilisation de ce type de données dans le cadre de classifications, est la faible résolution spectrale des images qui rend très difficile la caractérisation fine des éléments boisés sans un couplage avec des données auxiliaires.

A partir d'images de télédétection à haute et très haute résolution spatiale

Quelques études font état de l'utilisation d'images de télédétection à haute ou très haute résolution spatiale pour l'extraction et la caractérisation du linéaire bocager. Il est communément admis que les images de télédétection ayant une résolution spatiale égale ou inférieure à 5 mètres constituent des données dites « à très haute résolution spatiale » (THRS). Au-delà, les images de télédétection aux résolutions spatiales d'ordre décamétrique constituent des données à « haute résolution spatiale » (HRS).

Hubert-Moy *et al.* (1995) ont développé une méthode d'extraction automatique du réseau linéaire bocager en Bretagne à partir de données à haute résolution Landsat Thematic Mapper. La méthodologie développée consiste à analyser les valeurs radiométriques des pixels avec l'organisation géométrique et la texture de l'image. Il s'agit d'extraire les structures linéaires boisées dont la présence se manifeste par un contraste de réflectance et qui s'oppose aux surfaces voisines, les parcelles, les images ayant fait au préalable l'objet d'une Analyse en Composante Principale. Les résultats montrent que cette méthode permet d'extraire 80% du réseau linéaire de manière automatique. On comprend aisément les limites des données Landsat TM du fait de la résolution spatiale de 30 mètres. Thornton *et al.*, (2006 ; 2007) ont utilisé une image SPOT 5 à 10 mètres de résolution spatiale pour extraire des éléments fins de 1 à 3 mètres de largeur, tels que les haies. La méthode de classification utilisée est une méthode supervisée basée sur un algorithme de classification floue de type K-Means. La méthode produit de bons résultats mais elle n'a été illustrée que sur l'exemple d'une seule haie. Germaine *et al.* (2008) utilisent plusieurs images du capteur SPOT 5 pour l'extraction et la caractérisation des formations végétales arborées en milieu bocager selon la nomenclature de l'IFN (massifs boisés, haies, arbres épars). La méthodologie se base tout d'abord sur une classification supervisée classique des images SPOT 5 pour extraire l'ensemble des éléments arborés. Puis, la caractérisation des éléments se base sur des opérateurs de morphologie mathématique (érosion, dilatation) et des opérateurs spatiaux. Les éléments arborés ont été extraits avec une précision de 85%, les haies ont été extraites avec une précision variant selon le contexte paysager, elle est de 85% dans le meilleur des cas. La méthodologie développée montre l'efficacité de la donnée SPOT 5 pour l'extraction des éléments arborés, elle montre également la difficulté d'extraction de haies dans des paysages fermés aux petites parcelles morcelées ou au sein de friches ou de zones humides.

Johansen et Phinn (2004) ont, quant à eux, couplé des images à haute et très haute résolution spatiale Landsat ETM+ et IKONOS pour la cartographie de la végétation arborée en bordure de cours d'eau. Ils ont utilisé une méthode basée sur des indices de végétation de type NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) et un seuillage des propriétés spectrales pour l'analyse de la végétation linéaire en bordure de cours d'eau. L'image Landsat ETM+ a permis d'extraire l'étendue de la végétation arborée en bordure de cours d'eau ; l'image IKONOS a permis de déterminer le pourcentage de couverture des canopées avec une précision de 86% et de caractériser les types d'espèces d'arbres avec une précision de 55%. L'extraction fine des canopées d'arbres n'a pu être effectuée à cause du faible contraste entre les canopées et les surfaces enherbées adjacentes.

Plus récemment, des données à très haute résolution spatiale ont été utilisées pour l'identification et la caractérisation d'éléments linéaires du paysage tels que les haies ou les zones boisées en bordure de cours d'eau (Aksoy *et al.,* 2010). La méthodologie développée pour le traitement de ces données se base sur une méthode contextuelle orientée-objets. Aksoy *et al.* (2010) ont utilisé le capteur à très haute résolution spatiale Quickbird pour la cartographie automatique de la végétation linéaire boisée en paysage agricole. Ils ont utilisé pour cela une méthodologie hiérarchique basée sur des objets et une suite de règles de décision de classification basées sur les propriétés spectrales, de texture et de forme des objets. La méthodologie proposée par Aksoy *et al.* (2010) s'est révélé être générique puisque des tests ont été effectués sur d'autres sites d'étude que ceux utilisés pour l'implémentation. Les résultats montrent une bonne localisation des éléments linéaires boisés dans des contextes paysagers très différents.

La plupart des données de télédétection à très haute résolution spatiale n'ont pas encore fait l'objet d'une évaluation pour l'étude du réseau linéaire bocager. Ces données devraient permettre d'améliorer : 1- le taux d'identification des haies et ; 2- de caractériser les types de haies selon l'arrangement spatial des éléments au sein des haies.

Aucune étude n'a effectué la comparaison d'images issues de différents capteurs satellitaires et aéroportés pour l'identification et la caractérisation du réseau linéaire bocager. Or, il apparaît intéressant d'évaluer différents types de données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale, panchromatiques et multispectrales, afin de déterminer la proportion de linéaire bocager pouvant être détecté de manière automatique par les différents capteurs et d'évaluer la capacité de ces derniers à pouvoir caractériser le réseau bocager afin de déterminer les pratiques agricoles qui y sont effectuées.

A partir de capteurs aéroportés spécifiques (très haute résolution spectrale, donnée laser 3D)

Lennon *et al.* (2000) ont travaillé sur l'extraction des haies boisées à partir de données issues d'un capteur aéroporté à très haute résolution spectrale, le capteur CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager). La méthodologie développée a consisté à appliquer différents filtres sur une image de 2 m de résolution spatiale comprenant 18 bandes spectrales dans les longueurs d'onde du visible et du proche infrarouge selon des attributs de forme, de radiométrie et de texture. Ces trois paramètres discriminants ont été pris en compte conjointement pour segmenter et classer l'image par le biais d'une fusion suivant les règles de la théorie des ensembles flous permettant de prendre en compte l'imprécision relative de l'appartenance des objets à l'ensemble des classes (Zadeh, 1965 ; 1996). Plus de 85% des éléments du réseau bocager ont été correctement détectés. Les classifications ont également permis de caractériser la composition des espèces d'arbres au sein des haies. Cependant, malgré de très bons résultats de classification, la capacité d'acquisition de ce type de données sur un site d'étude étendu est très limitée du fait de son coût d'acquisition élevé. La méthodologie développée est essentiellement basée sur une analyse de pixel(s) à pixel(s) avec cependant une prise en compte de l'information contextuelle. Cette méthode dépend entièrement de la donnée de base utilisée et ne semble pas aisément reproductible à d'autres types de données ou à d'autres sites d'étude sans une phase de réadaptation de la méthode.

Aujourd'hui, de nouveaux capteurs d'observation de la terre comme les lasers aéroportés de type LiDAR (Light Detection And Ranging) produisent des données altimétriques de grande précision (résolutions spatiales décimétriques à centimétriques en x, y et z). Les données acquises par ces instruments d'observation ouvrent de nouvelles perspectives pour l'identification et la caractérisation du réseau linéaire bocager à un niveau de précision extrêmement fin. Les données LiDAR permettent de représenter les éléments de paysage en volumétrie et permettent d'envisager de déterminer la physionomie exacte des haies dans un paysage agricole de manière automatique et exhaustive (cf. Chapitre 6). Il est également envisageable de caractériser le type de pratiques effectuées sur les haies à partir de la forme des arbres. Pyysalo et Hyyppä (2002) ont utilisé des données laser aéroportées LiDAR pour extraire des canopées d'arbres. Pour cela, ils ont développé un modèle de vecteurs pour l'extraction des caractéristiques des objets. La méthodologie a été appliquée à un échantillon de 50 arbres. Les résultats montrent que la donnée LiDAR permet de décrire de manière précise la forme du sommet des canopées et d'extraire avec précision la hauteur

des arbres. En revanche, la partie inférieure des couronnes des arbres est moins bien mesurée par cette donnée, mais il est tout de même possible d'en extraire une forme générale. La détermination des espèces d'arbres à partir de la caractérisation de leur forme est une perspective de ce travail. Collins *et al.* (2004) ont couplé des images satellitales multispectrales à haute résolution spatiale et des données LiDAR pour l'estimation du nombre et des types d'espèces d'arbres au sein d'une lisière alluviale arborée. Ils ont pour cela utilisé une méthode de croissance de région en partant des points les plus hauts pour déterminer les canopées des arbres. A partir de l'extraction des canopées, la hauteur, la densité et le type d'espèce des arbres ont été déterminés. Les résultats montrent que la détermination de la hauteur des arbres est bien corrélée avec les mesures de terrain, en revanche, l'évaluation de la densité d'arbres et du type d'espèce n'a pas produit de corrélation satisfaisante, la précision des classifications étant respectivement de 55% et 29%. Brandtberg (2007) a également travaillé sur la classification des arbres et la détermination des espèces à partir d'une méthode basée sur la densité de points hauts d'une part et le couplage des différents retours du laser d'autre part. Les résultats de la détermination des espèces sont encourageants puisque les auteurs obtiennent une précision de classification de 60 à 64% pour trois types d'espèces différentes. Reitberger *et al.* (2009) ont mis au point une méthode de segmentation en trois dimensions des arbres à partir de caractéristiques de formes. Ils ont ainsi tout d'abord procédé à une segmentation classique par « bassin-versant » ("watershed segmentation") permettant de délimiter les objets selon les formes des canopées, puis ils ont déterminé une méthode de détection des troncs d'arbres par l'analyse de l'alignement de points situés en dessous des sommets des objets précédemment segmentés. Enfin à partir de ces deux étapes et de la caractérisation des canopées et des troncs, ils ont appliqué une méthode de segmentation normalisée en trois dimensions pour déterminer des objets « arbres ». Cette méthode de segmentation en trois dimensions a permis d'extraire l'ensemble des arbres quelle que soit la hauteur des canopées. En effet, les méthodes de segmentations basées uniquement sur les hauteurs de canopées ne permettent de détecter que les arbres les plus hauts et omettent souvent les arbres les plus bas.

Si l'ensemble de ces travaux semble très prometteur quant à l'utilisation de données en trois dimensions de type LiDAR, il faut noter que les outils qui permettent de traiter ces images sont en cours de développement et que les méthodes développées restent aujourd'hui difficilement reproductibles. En effet, chaque méthodologie développée est paramétrée selon le contexte paysager et le type d'élément à extraire et à analyser. Les outils de segmentation et de classification adaptés à la donnée LiDAR et disponibles sur les plates-formes de traitement d'image sont aujourd'hui peu développés et peu puissants. Cependant, la donnée LiDAR offre de nouvelles perspectives pour la détection et la caractérisation d'éléments fins en paysage agricole. En effet, les études montrent qu'il est possible d'extraire le réseau de haies de manière très précise et d'en caractériser certaines composantes comme la hauteur ou la forme des arbres, les méthodes de caractérisation des espèces d'arbres restant à améliorer. A partir de la connaissance de la taille et la forme des arbres au sein des haies il est possible d'envisager d'en déduire les types de pratiques agricoles effectuées. Toutefois, si ces nouvelles données enregistrées par des capteurs aéroportés permettent *a priori* de cartographier finement le réseau linéaire boisé, elles présentent l'inconvénient de ne couvrir que de faibles surfaces (quelques centaines de Km^2). Ainsi, l'utilisation de données de télédétection à différentes résolutions spatiales doit être envisagée. Cela implique le développement de méthodes adaptées aux types de données et aux types d'éléments constituant le réseau bocager à analyser, à différentes échelles spatiale (de l'échelle régionale à l'échelle locale).

2.1.2.2. Une méthode contextuelle : la méthode orientée-objets

Les méthodologies d'extraction du réseau linéaire bocager appliquées sur les images à haute résolution spatiale citées précédemment utilisent principalement des méthodes dites de pixel(s) à pixel(s) (Hubert-Moy *et al.*, 1995 ; Johansen, Phinn, 2004 ; Germaine *et al.,* 2008). Dans ce cas, le pixel est défini comme l'élément de référence pour la classification ; les pixels sont regroupés par classe selon un critère de ressemblance spectrale (Calloz, Collet, 2001). Les méthodes de classification de pixel(s) à pixel(s) appliquées aux images à très haute résolution spatiale font apparaître plusieurs problèmes : 1- avec l'augmentation de la résolution spatiale, la résolution spectrale diminue (Aplin *et al.*, 1999 ; Key *et al.*, 2001), les classifications comportent plus d'erreurs ; 2- on observe une plus grande diversité spectrale des pixels au sein d'une même classe, ce qui complexifie l'attribution des pixels à une classe ; 3- les classifications comportent finalement un grand nombre de pixels isolés. Le principal problème des classifications de pixel(s) à pixel(s) appliquées aux images à très haute résolution spatiale est qu'elles ne tiennent pas compte de la dimension spatiale de l'image à classer. En effet, les résultats d'une classification pourront être statistiquement cohérents sans l'être pour autant spatialement (Robin, 1995). Ces méthodes appliquées au traitement des images à très haute résolution spatiale s'avèrent alors inadaptées.

Les données à très haute résolution spatiale nécessitent des méthodes de classification qui tiennent compte de la diversité spectrale des éléments géographiques à classer. Le pixel seul n'est plus représentatif d'une classe donnée et les résultats manquent de cohérence spatiale (Cushnie, 1987 ; Woodcock, Strahler, 1987; Aplin *et al.*, 1999 ; Robin, 1995 ; Blaschke *et al.*, 2000 ; Oruc *et al.*, 2004). Il est alors nécessaire d'intégrer des notions d'information spatiale et/ou de contextualisation afin d'optimiser les résultats des classifications. Les méthodes « orientées-objets » répondent à ces critères de classification. Ces méthodes consistent à regrouper les pixels d'une image en objets à partir d'une segmentation de l'image (Baatz, Schape, 2000 ; Burnett, Blaschke, 2003 ; Benz *et al.,* 2004). Les objets ainsi constitués comportent des attributs propres, des liens hiérarchiques et permettent alors une analyse contextuelle des objets de l'image (Burnett, Blaschke, 2003 ; Benz *et al.,* 2004; Flanders *et al.* 2003; Hay *et al.* 2003; Ming *et al.*, 2005). Les attributs des objets constitués à partir de la segmentation d'une image permettent leur caractérisation selon différents types d'information : spectrale, de texture, de forme, de voisinage et parfois même de hiérarchie. Les attributs spectraux et de texture proviennent directement des pixels constitutifs de l'objet. Les attributs de forme sont relatifs à la géométrie de chaque objet créé. Les attributs de contexte font appel à la connaissance des objets de leur voisinage plus ou moins proche ainsi qu'à leur connaissance hiérarchique. La hiérarchie provient ici de la connaissance des objets de leurs objets « parents » ou « enfants », c'est-à-dire de leur appartenance à des objets plus grossiers (d'un niveau de segmentation supérieur) et leur décomposition en objets plus fins (d'un niveau de segmentation inférieur). La méthode orientée-objets permet donc de classer une image à partir d'informations classiques (spectrale, texture), d'informations topologiques (forme) et de liens de connaissance contextuelle horizontale (connaissance de voisinage) et verticale (connaissance hiérarchique). Dans le cas de classifications effectuées à partir de méthodes orientées-objets, l'étape de segmentation sera déterminante pour la précision des résultats de la classification (Lefebvre, 2011).

Les méthodologies développées par Lennon *et al.* (2000), Stach *et al.* (2006), Sheeren *et al.* (2009), Tansey *et al.*(2009), Aksoy *et al.* (2010) prennent en compte la dimension spatiale des pixels à traiter ; elles se basent toutes sur une méthode « orientée-objets » développée en deux grandes phases de traitement, tout d'abord une phase de segmentation, puis une phase de classification.

Cette méthode semble la plus adaptée au traitement des données à très haute résolution spatiale pour l'extraction du réseau linéaire bocager. Cependant, la quasi-totalité des méthodes contextuelles orientées-objets manquent de généricité du fait de la nécessité d'ajuster les paramètres de segmentation des objets en fonction des caractéristiques et de la qualité des images, du contexte paysager et des objets d'étude.

2.2. La modélisation des pratiques agricoles : quels outils pour quels résultats ?

La définition du terme « modèle » que nous retiendrons dans la suite de ce travail et qui fait consensus auprès des chercheurs qui font de l'analyse spatiale, a été proposée par Haggett (1973). Ce dernier définit un modèle comme « *une représentation schématique de la réalité, élaborée en vue de la comprendre et de la faire comprendre* ». En analyse spatiale, Sanders (2001) précise que la modélisation des dynamiques spatiales peut être abordée selon deux axes : « *rendre compte des changements de la façon la plus claire possible ; ou bien rechercher les causalités derrière la forme et la vitesse des évolutions observées. Logiquement ces deux approches, la première descriptive, la seconde explicative sont complémentaires* ».

La volonté de compréhension des processus dans les sciences environnementales a contribué à accroître l'utilisation d'approches modélisatrices. Les outils de l'analyse spatiale tels que la télédétection ou les Systèmes d'Information Géographique contribuent à enrichir les approches modélisatrices quantitatives, qualitatives et systémiques (Corgne, 2004). Parmi les différents champs d'application de ces approches, la modélisation du fonctionnement de territoires agricoles occupe une place importante. Deux niveaux d'analyse sont généralement utilisés :

- un niveau « micro-échelle » où les comportements individuels sont étudiés et mis en relation avec l'organisation spatiale de l'occupation et/ou l'utilisation des sols ;
- un niveau « macro-échelle » où l'émergence de nouvelles formes spatiales sont examinées d'un point de vue géographique.

En analyse spatiale, de nombreux modèles peuvent être utilisés pour simuler le fonctionnement d'un territoire agricole. Le choix d'un type de modèle particulier a été guidé ici par le souci de pouvoir prendre en compte explicitement les jeux d'acteurs, à différentes échelles, de pouvoir formaliser les interactions entre les acteurs et leur environnement et de pouvoir spatialiser les dynamiques paysagères. La modélisation multi-agents permet la formalisation de systèmes complexes par la prise en compte d'échelles spatiales, temporelles et organisationnelles multiples et la gestion d'agents hétérogènes (Amblard, Phan, 2006). C'est pourquoi nous avons choisi de travailler à partir de ce type de modèles.

2.2.1. La modélisation multi-agents …

Les modèles multi-agents sont apparus dans les années 1990 et sont nés de la rencontre entre les domaines de l'intelligence artificielle, des systèmes distribués et de la programmation par objets (Ferber, 2006). Nous retiendrons deux définitions complémentaires des modèles multi-agents :

- Les modèles multi-agents sont « *constitués d'un ensemble d'agents autonomes et indépendants en interaction, qui coordonnent leurs actions dans un environnement et forment une organisation artificielle* » (Ferber, 1995).
- Un modèle multi-agent est « *un système composé d'entités multiples ou agents qui évoluent dans un environnement, conçu comme une entité particulière, dans lequel ils sont localisés. Ces agents sont dotés d'attributs, de comportements et de capacités de perception et de communication* » (Treuil *et al.*, 2008).

Pour Sanders (2001), la formalisation d'un modèle multi-agents amène à « *mettre l'accent sur les propriétés d'interaction et d'émergence* » ; ces modèles « *sont particulièrement utiles quand on cherche à établir l'effet du jeu des interactions locales sur l'évolution des structures spatiales à un niveau supérieur* ». La notion d'émergence, proposée par Monod (1970), tient une place importante dans la modélisation des systèmes complexes. L'émergence renvoie à quelque chose de nouveau, d'inattendu, qui apparaît comme imprévisible (Manson, 2001 ; Pumain, 2003 ; Fonstad, 2006). On désigne par l'émergence les propriétés d'un système qui présentent une nouveauté par rapport aux qualités des composantes considérées de manière isolée ; les phénomènes qui apparaissent à un niveau supérieur ne sont pas du tout prévisibles. Une hypothèse fondamentale est que « *le jeu des interactions entre les entités d'un niveau inférieur se traduit par l'émergence et le maintien de formes ayant un sens à un niveau supérieur. Ce cadre théorique, liant les niveaux d'observation d'un phénomène, trouve son expression à différents échelons géographiques et s'applique aussi bien si le niveau inférieur est composé d'entités spatiales que d'individus* » (Holm, Sanders, 2001). Il y a ainsi un saut qualitatif entre le local et le global (Torrens, Benenson, 2005).

Ferber (1995) définit un « agent » comme une entité physique ou virtuelle, située dans un environnement (réel ou virtuel), plongée dans une structure sociale et qui est capable:

- d'agir dans son environnement ;
- de communiquer directement avec d'autres agents ;
- d'évoluer selon un ensemble de tendances (buts, recherche de satisfaction, utilité) ;
- de posséder des ressources propres, des compétences et offrir des services ;
- de percevoir et se représenter son environnement (et les autres) ;
- de se conserver et se reproduire ;

et qui présente un comportement autonome qui est la conséquence de ses perceptions, de ses ressources, de ses compétences, de ses représentations et de ses communications (Figure 2.4).

La modélisation multi-agents permet une grande flexibilité. En effet il est possible d'intégrer dans un même modèle des variables quantitatives, qualitatives, des équations statistiques simples ou plus complexes telles que des équations différentielles, ou encore des comportements basés sur des règles symboliques. Des modifications peuvent être apportées de manière simple directement sur les comportements des individus ou sur les comportements de groupes d'individus. De même, la gestion des agents par le modélisateur peut s'effectuer à différents niveaux, soit directement sur un individu donné, soit sur un groupe d'individus. Des types d'agents peuvent être créés à l'implémentation initiale ou ajoutés *a posteriori*. La flexibilité des modèles multi-agents est donc une des principales qualités de ce type de modèles (Ferber, 2006).

Enfin, du fait de la capacité des modèles multi-agents à représenter des interactions à différents niveaux d'organisation et à faire apparaître des propriétés émergentes, ils apparaissent

comme des outils adaptés à la modélisation de systèmes complexes tels que le fonctionnement d'un territoire agricole.

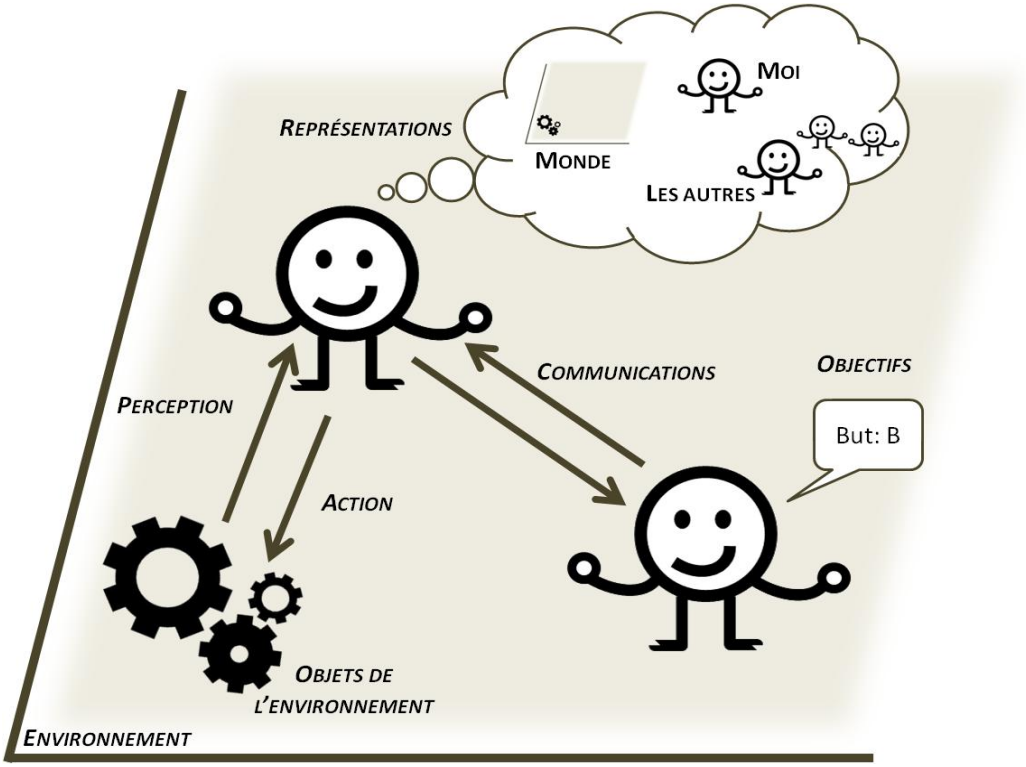


Figure 2.4 – Représentation d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents, d'après Ferber (1995).

2.2.2. … appliquée en environnement

De nombreux modèles multi-agents ont été développés pour étudier des changements d'occupation et d'utilisation des sols, notamment dans des paysages agricoles. Les questions soulevées par ces modèles portent le plus souvent sur l'analyse de l'impact de politiques territoriales ou de planification, l'analyse du fonctionnement ou de l'organisation spatiale de l'utilisation des terres (Matthews *et al.,* 2007).

L'utilisation de modèles multi-agents est très adaptée aux questions portant sur les dynamiques d'évolution de l'occupation et de l'utilisation des sols, en tant que conséquences de décisions et d'actions individuelles ou collectives (Parker *et al.,* 2003 ; Boulanger, Bréchet, 2005 ; Matthews *et al.,* 2007 ; Robinson *et al.*, 2007 ; Treuil *et al.*, 2008). Ils sont également très adaptés pour représenter des interactions spatiales complexes dans des conditions hétérogènes. De plus, Parker *et al.* (2003) mettent en avant la flexibilité des systèmes multi-agents pour traiter les questions de changement d'occupation et d'utilisation des sols sous la contrainte de décisions d'acteurs à différents niveaux d'organisation. Ainsi, ils montrent de grandes performances pour évaluer l'influence des politiques d'utilisation des sols sur les systèmes socio-écologiques ou sur l'environnement biophysique (Parker *et al.,* 2003 ; Le *et al.,* 2010). Les facteurs de changements de l'occupation et de l'utilisation des sols dans les paysages agricoles sont nombreux et s'organisent à

différents niveaux et échelles (Bürgi *et al.,* 2004), les modèles multi-agents permettent de considérer ces différents facteurs afin d'analyser leur influence respective sur un système donné.

Différents exemples dans la littérature scientifique montrent le potentiel des modèles multi-agents pour l'étude des paysages agricoles à plusieurs niveaux d'organisation et pour la formalisation des interactions entre les acteurs et leur environnement (Bousquet, Gautier, 1999 ; Bonnefoy *et al.*, 2001 ; Valbuena *et al.*, 2008 ; Valbuena *et al.*, 2010). Bousquet et Gautier (1999) ont testé l'influence des niveaux d'organisation dans la modélisation de pratiques d'acteurs sur un territoire. Pour cela, ils ont comparé deux modèles de simulation multi-agents fonctionnant à des niveaux d'organisation différents pour décrire un processus de conquête agricole. Dans le premier modèle, les agents sont définis au niveau le plus fin comme des individus acteurs du changement, dans le second les agents sont des agrégats spatiaux pour lesquels sont définis des mécanismes de changements. Les résultats montrent que : 1- les règles de décision de la gestion des ressources (dans cet exemple, la forêt) sont plus adaptées dans le second cas où les agents sont représentés par des agrégats spatiaux car les mécanismes de changement sont observés dans la réalité à ce niveau d'organisation ; 2- un niveau intermédiaire « groupe d'individus » permet de combiner les deux approches testées (approche spatiale et approche par individus). Bousquet et Gautier (1999) mettent en avant l'importance de la prise en compte des liens qui existent entre les individus et leurs pratiques sur les entités spatiales dans l'analyse de la gestion des ressources naturelles renouvelables. Valbuena *et al.* (2008) considèrent, quant à eux, un niveau d'organisation intermédiaire celui de l'exploitation agricole pour la modélisation des changements d'usage des sols en paysage agricole à une échelle régionale. Ils ont tout d'abord mis en place une méthodologie afin de définir une typologie d'agents. La typologie d'agents proposée est basée sur les types de pratiques des exploitations selon un critère de production et un critère comportemental de l'agent agriculteur (expansionniste ou non, diversifié ou conventionnel). La mise en place de cette typologie d'agents constitue la première étape de construction de leur modèle et leur a permis de pouvoir y inclure une grande diversité d'acteurs et de stratégies d'action sur les territoires d'exploitation. Valbuena *et al*. (2010) ont ensuite mis en place un modèle intégrant à la fois la typologie d'agents présentée précédemment ainsi que la trajectoire des exploitations agricoles et des scénarios de processus décisionnel de politiques régionales. Les résultats montrent que la structure du paysage évolue selon des processus d'abandon des terres agricoles, ou au contraire d'expansion ou de diversification. Bonnefoy *et al.* (2001) mettent en avant l'influence des pratiques au niveau des individus sur la dynamique du territoire. Ils ont pour cela utilisé un système multi-agents pour modéliser les interactions entre individus, espace et société. Ils ont simulé l'usage de la forêt par une communauté de bergers en possession de troupeaux. Le modèle décrit les interactions entre une ressource forestière et le parcours des troupeaux conduits par les bergers selon leur représentation de l'espace qui les amène à établir différentes stratégies de pratiques spatiales. Ce modèle montre que la définition d'une norme de mise en place de pratiques agricole à un niveau fin, celui de l'individu, engendre à un niveau supérieur, celui de la collectivité, des formes spatiales récurrentes.

D'autres exemples de la littérature scientifique montrent le potentiel des modèles multi-agents à prendre en compte et à formaliser des interactions complexes par le biais de facteurs de changements divers et hétérogènes (Poix, Michelin, 2000 ; Caplat *et al.*, 2006, Overmars *et al.*, 2007). Dans ce cadre, Overmars *et al.* (2007) ont comparé deux approches de modélisation, une approche basée sur des régressions statistiques et une basée sur une simulation multi-agents, pour décrire les changements d'usage des terres. L'approche basée-agents a permis de décrire les processus de

changements de manière explicite et donc de permettre de prendre en compte les discontinuités dans les processus d'utilisation des terres simulés. Cette approche a également permis d'évaluer un large éventail de scénarios, incluant de nouveaux types d'utilisation des terres. L'approche statistique quant à elle a été déterminée comme plus facilement reproductible, mais moins apte à gérer les discontinuités ou les autres types d'utilisation des terres. Elle semble cependant en mesure d'identifier rapidement les espaces problématiques liés aux changements d'utilisation des terres. Poix et Michelin (2000) ont développé un modèle de simulation paysagère des évolutions de l'occupation des sols pour l'identification de facteurs de changements. Le modèle développé est un modèle multi-agents où les dynamiques écologiques de la végétation sont perturbées par l'influence de pratiques agricoles. Les agents sont assimilés à des exploitations agricoles fonctionnant selon différents systèmes de production. Les agents agissent sur leur environnement constitué de parcelles aux caractéristiques différentes. Ce modèle a permis d'évaluer les interactions entre des systèmes de production dans différents contextes socio-économiques et leurs impacts sur la dynamique paysagère. Caplat *et al.* (2006) ont mis en place une modélisation multi-agents pour évaluer l'impact de pratiques agropastorales sur la dynamique spatiale de répartition du pin sylvestre. Les pratiques agricoles ont eu un effet limitant sur la progression de la forêt entre le 17ème et le 19ème siècle. Les résultats de ce modèle ont été mis en perspective avec les politiques de gestion des pâturages actuelles qui considèrent cette pratique comme un outil d'entretien pertinent pour les espaces ouverts. Les résultats de ce modèle montrent également l'importance de la prise en compte de l'échelle temporelle dans l'analyse des interactions entre le paysage et les systèmes agricoles, les patrons d'organisation du paysage résultant des interactions à long terme entre les stratégies d'occupation du sol et les processus écologiques.

Les modèles multi-agents sont également très adaptés à la l'analyse de l'émergence de nouveaux modèles spatiaux ou formes spatiales. Plusieurs exemples d'émergence ont été étudiés à partir de simulations de la dynamique de l'occupation des sols effectuées à partir de modèles multi-agents (Parker *et al.,* 2003). Ainsi, Balmann (1997) et Berger (2001) ont élaboré un modèle agricole de diffusion de nouvelles pratiques, à une échelle fine, celle de l'exploitation ou du ménage et ont implémenté des types de décision portant sur l'investissement foncier, la production de l'exploitation, les allocations des successions de cultures. Il ressort de ces deux modèles que la distribution de la taille des exploitations a été identifiée comme une propriété émergente du marché foncier.

Les modèles multi-agents développés sur la thématique des changements d'occupation et d'utilisation des sols ou de la dynamique des paysages agricoles sont souvent constitués de deux composantes, une composante de modèle cellulaire pour représenter le paysage et une composante d'agents pour décrire les acteurs et leurs décisions sur le système étudié. Ces deux composantes sont intégrées par le biais de spécification des interdépendances et des rétroactions entre les agents et leur environnement (Parker *et al.*, 2003). Ce type de modèles permet aussi d'intégrer des données hétérogènes en données d'entrée, c'est-à-dire des données SIG, de télédétection, de terrain, etc. (Gimblett, 2001 ; Urbani, 2006). Ces données peuvent également être hétérogènes au niveau de leurs résolutions spatiales ou de leurs échelles. Les modèles multi-agents permettent de combiner des données très diverses. Ainsi, Valbuena *et al.* (2008 ; 2010) ont développé un modèle multi-agents faisant le lien entre le type d'agriculteurs et l'occupation du sol. Cette approche basée-agents leurs a permis de combiner différents types de données (résultats d'enquêtes auprès des agriculteurs, d'observations de terrain, données SIG) à plusieurs échelles. Valbuena *et al*. (2010) ont montré la

possibilité d'intégrer des données hétérogènes dans le modèle, puis de le paramétrer à partir de données empiriques.

La modélisation d'accompagnement tient une place importante dans l'utilisation des modèles multi-agents développés sur les thématiques de changements d'occupation ou d'utilisation des sols en tant que conséquence de décisions et d'actions individuelles ou collectives. Ces modèles sont souvent développés afin de montrer par le biais de jeux de rôles les pratiques agricoles durables selon différentes contraintes et scénarios (Barreteau *et al.,* 2001 ; Etienne, 2003 ; ComMod, 2005 ; Gourmelon *et al.,* 2008 ; Monteil *et al.,* 2008).

Les modèles multi-agents, nous l'avons vu, permettent d'appréhender de nombreuses questions portées par l'analyse de systèmes complexes. Cependant, la validation de ce type de modèle reste une question récurrente et souvent partiellement solutionnée. Généralement, on considère deux niveaux de validation des modèles multi-agents (Amblard *et al.*, 2006) : la validation interne et externe. La validation interne consiste à analyser si le programme informatique implémenté correspond bien au modèle théorique souhaité. La validation externe pose la question de la correspondance entre le modèle développé et le système représenté compte-tenu des finalités ou de l'usage du modèle (Amblard *et al.,* 2006). Cela correspond à l'analyse des sorties de modèles, des résultats. Grimm (1999) ainsi que Parker *et al.* (2003) proposent de valider les modèles multi-agents en comparant les résultats d'un modèle avec des observations de la réalité ou d'un ou plusieurs autres modèles. Les sorties de modèles, lorsqu'il s'agit de rendus cartographiques ou d'analyses de métriques paysagères, peuvent être évaluées de manière statistique par le calcul d'un indice de Kappa (Congalton, 1991) ou par des mesures de précision de quantité ou de localisation des éléments évalués (Pontius, 2000 ; Pontius, Cheuk, 2006). Amblard *et al.* (2006) proposent de mettre en parallèle les sorties de modèles avec des observations ou expériences réalisées. Enfin, « *une méthode employée dans le cadre des simulations multi-agents consiste à rapprocher des classes de comportements (identifiés lors de la validation interne) à des comportements saillants du système-cible : les faits stylisés* ». La capacité de production de faits stylisés, souvent par phénomène d'émergence, est un des points forts des approches multi-agents. La question de la validation des modèles multi-agents reste souvent problématique, mais de nombreuses méthodes d'évaluation de la validité des phénomènes modélisés ou des résultats de sortie de modèle existent.

CONCLUSION

Les inventaires spatialisés existants de l'occupation et de l'utilisation des sols ainsi que du réseau bocager, possèdent de nombreuses limites, aussi bien du point de vue de leur résolution spatiale que de leur résolution temporelle. Ils posent également de nombreux problèmes de comparaison du fait du manque de concordance des définitions des éléments observés. Afin de pallier ces problèmes, la télédétection semble être un outil privilégié et adapté à l'identification et à la caractérisation d'éléments fins dans le paysage. Plus particulièrement, les données à très haute résolution spatiale ainsi que les données de type LiDAR semblent comporter un potentiel important d'informations. Il apparait cependant nécessaire d'effectuer une évaluation de ces données pour l'extraction du réseau bocager. Pour cela, la méthode contextuelle orientée-objets apparait comme la plus adaptée pour le traitement des images à très haute résolution spatiale notamment. L'utilisation de cette méthode pour l'évaluation de données de télédétection va permettre de relier les approches thématiques des objets définis dans le chapitre 1 avec les approches techniques qui sont développées dans la partie suivante (Partie 2).

Il existe de nombreux modèles destinés à l'étude de l'impact de pratiques agricoles sur les changements d'occupation et d'utilisation des sols et la dynamique paysagère en contexte agricole. L'utilisation de modèles multi-agents apparaît très adaptée pour la prise en compte explicite des jeux d'acteurs, à différents niveaux d'organisation, pour la formalisation des interactions entre les acteurs et leur environnement et pour la spatialisation des dynamiques paysagères. La prise en compte des acteurs au niveau de décision le plus fin pour l'analyse des dynamiques de paysage semble pouvoir apporter des facteurs d'explications de ces changements. Le principe de modélisation multi-agents permet également de travailler à partir d'objets constituant un paysage et d'agents représentant les acteurs de ce paysage. Ce type de modélisation a l'avantage d'être spatialisée, d'être extrêmement flexible (possibilité d'intégration de données hétérogènes) et de permettre d'intégrer des niveaux d'organisation multiples. Ce type de modèle apparaît *a priori* adapté à la modélisation des pratiques agricoles sur le réseau linéaire bocager. L'utilisation de ce type de modèle va permettre de relier l'approche systémique du fonctionnement du territoire agricole bocager présenté dans le premier chapitre à la phase de simulation des pratiques agricoles présentée dans le huitième chapitre.

CHAPITRE 3

LES SITES D'ETUDE

SOMMAIRE

INTRODUCTION 62

3.1. A l'échelle régionale : la Bretagne 62

3.1.1. Des changements historiques 62
3.1.2. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale : « de la ferme à la firme » 63
3.1.3. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale … mais aux rythmes et intensités variables localement 64
3.1.4. Aujourd'hui, un paysage agricole diversifié 65
3.1.5. L'évolution récente des haies en Bretagne 67

3.2. A l'échelle locale : la Zone Atelier « Armorique », site de Pleine-Fougères 70

3.2.1. Caractéristiques du site de Pleine-Fougères 70
3.2.2. Pleine-Fougères : un réseau de recherches pluridisciplinaires 75

INTRODUCTION

La Bretagne est une des grandes régions agricoles intensives européennes comme on peut en rencontrer au Danemark ou aux Pays-Bas. Son paysage agricole, situé dans le contexte bocager atlantique du grand-ouest de la France, se distingue par une structure parcellaire très fragmentée et un bocage encore parfois très dense.

A l'échelle régionale, nous avons choisi de travailler sur l'ensemble de la Bretagne (27 477 km²) et à l'échelle locale sur la Zone Atelier Armorique, plus précisément sur le site de Pleine Fougères (9 400 ha). Les principales caractéristiques de ces deux sites d'étude sont décrites dans ce chapitre de façon à mettre en évidence le contexte agricole dans lequel évoluent les haies bocagères.

3.1. A l'échelle régionale : la Bretagne

Les modifications majeures du paysage agricole breton des cinquante dernières années ne se sont pas produites sur un territoire stable et figé. Retracées par Hubert-Moy (2004), elles s'inscrivent dans des trajectoires historiques qui expliquent en partie les changements actuels relatifs à l'usage des sols et aux éléments de structure paysagère tels que le bocage.

3.1.1. Des changements historiques

Au XVIIIème siècle, seulement 20% environ de la superficie des exploitations agricoles sont cultivés chaque année avec des rendements très faibles (Daucé, Léon, 1982). Ce système agraire extensif hérité de l'Ancien Régime a perduré jusqu'au milieu du XIXème siècle, alors qu'un modèle agraire intensif de polyculture-élevage s'impose progressivement. Ce système a vu le jour sous l'action conjuguée de deux facteurs, une pression démographique accrue et l'introduction de cultures et techniques nouvelles. Cette première révolution agricole s'est traduite à la fois par une extension des surfaces agricoles (+31% entre 1840 et 1929 par la mise en culture des jachères et la disparition de près de la moitié des landes) et une intensification qui apparaît à travers l'augmentation du cheptel et de sa productivité, l'amélioration des rendements céréaliers, la généralisation de la pomme de terre, etc. (Canévet, 1992). La productivité du travail demeure faible, la mécanisation est encore limitée et globalement la Bretagne est caractérisée jusque dans les années soixante par une agriculture de subsistance à faibles rendements, en marge de l'économie de marché. A cette période, le rythme de la révolution agricole s'accélère et dès les années soixante-dix, la Bretagne est présentée comme une région dynamique, en pointe, dotée d'une agriculture industrielle très performante (Brunet, Frémont, 1972).

Ces étapes de la progression des surfaces cultivées ont été accompagnées d'une évolution des structures paysagères, la période d'extension maximale du bocage ayant eu lieu à la fin de la première guerre mondiale (Flatrès, 1979). Les traits caractéristiques du paysage bocager armoricain n'ont été véritablement acquis qu'au cours des IXème et Xème siècles. Le bocage s'est alors largement développé entre le XVIème et le XVIIIème siècle, mais de façon hétérogène, laissant place à de larges enclaves ouvertes, comprenant les « champagnes » et les landes de la Bretagne intérieure (Antoine, 2002). Au XVIIIème siècle, la construction progressive du bocage visait d'abord à séparer les champs cultivés du *saltus* où les animaux pouvaient pâturer librement. Pendant le XIXème siècle, ces haies, renforcées par la plantation de nouveaux arbres et l'installation de fils barbelés et utilisées

pour contenir le bétail sont encore en extension et accompagnent ainsi la « révolution herbagère » (Marguerie *et al.,* 2003). Cette « bocagisation » du XIXème siècle est renforcée par la privatisation de l'espace qui engendre des implantations de haies pour marquer physiquement les limites de propriétés lors des successions familiales (Flatrès, 1986). C'est après la première guerre mondiale que le bocage breton connaît son extension maximale ; il a ensuite régressé ponctuellement et lentement jusque dans les années cinquante, à la faveur d'initiatives individuelles (Flatrès, 1986).

3.1.2. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale : « de la ferme à la firme »[1]

Ainsi caractérisée il y a encore moins d'un demi-siècle par une polyculture de subsistance, considérée comme une région pauvre dotée d'une agriculture familiale archaïque, la Bretagne a basculé en une génération vers un système agro-industriel intégré, un modèle agricole intensif très ouvert sur l'économie de marché. Le système de polyculture-élevage qui prédominait depuis le milieu du XIXème siècle a poursuivi son intensification durant les années 50-60 en se mécanisant rapidement et en améliorant nettement ses rendements notamment par l'apport d'engrais chimiques et de semences sélectionnées, avant d'éclater sous l'effet de l'industrialisation des productions animales, laissant ainsi la place au système agro-industriel actuel (Canévet, 1992). Cette évolution est liée à l'arrivée d'une nouvelle génération de responsables agricoles qui entreprend de faire face au déficit structurel de la production agricole de l'époque et à la mobilisation des pouvoirs publics pour les accompagner. Par la modernisation des infrastructures de transport, un encadrement renforcé des exploitations agricoles et le développement des industries en aval et en amont, la Bretagne a intensifié de manière considérable ses productions animales et ses cultures légumières.

A l'issue de plus de trente années de croissance soutenue, la Bretagne s'est imposée au premier rang des régions agricoles françaises. En 2000, les exploitations bretonnes fournissent 12% de la production agricole française et la Bretagne est au premier rang sur le plan national pour plusieurs de ses filières : elle assure 56% du volume national de la production porcine, 21% de la production laitière, respectivement 47% et 36% des productions de dinde et poulets de chair, 46% des œufs, 73% des choux-fleurs et artichauts (Agreste, 2003). La Bretagne se situe également au premier rang de la production de haricots verts, pommes de terre primeurs, épinards et échalotes. Elle occupe ainsi le premier plan européen pour un certain nombre de productions (porcine, avicole et laitière) étant comparable, en volume de productions, à certains états du nord de l'Europe, tels que le Danemark, les Pays-Bas ou l'Irlande.

Ces changements de production agricole se sont accompagnés de bouleversements majeurs au niveau du paysage agraire : à partir des années 1960, la modernisation des techniques agricoles, en particulier l'augmentation de la taille des engins, change le regard porté sur les haies bocagères qui deviennent des obstacles dans des parcelles trop étroites. Depuis lors, les parcelles se sont agrandies et plus des deux tiers des talus et taillis ont été supprimés. Pour les communes qui n'ont pas subi de remembrement entre les années 1950 et le début des années 1990, l'abandon de la pâture a provoqué la disparition du maillage bocager dans les secteurs de grande culture et d'élevage hors-sol, tandis que là où l'alliance culture/pâturage demeure, le maillage s'est seulement élargi : 30 à 50% des haies y ont été supprimées (Marguerie *et al.,* 2003 ; Baudry, Jouin, 2003).

[1] Expression empruntée à Canévet, 1992, *Le modèle agricole breton*, PUR, Rennes, 397 p.

3.1.3. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale … mais aux rythmes et intensités variables localement

Ce qu'il est convenu d'appeler le « modèle agricole breton » n'est pas un modèle unique, homogène et aux contours bien définis (Mahé *et al.,* 1998). Il prend des formes diversifiées notamment selon la nature des productions développées (productions de masse, mais aussi productions spécialisées), les processus de production adoptés (intensifs dans certains endroits, extensifs ailleurs), la taille des exploitations (grosses exploitations concentrées et spécialisées *versus* petites exploitations de pluriactivités) et a connu une distribution spatiale différenciée. Canévet (1992) montre bien que le mouvement d'intensification qui s'est produit au cours des quarante dernières années n'a pas touché uniformément l'ensemble de la région Bretagne, mais a plutôt accentué des contrastes régionaux préexistants qui étaient peu marqués, la région étant avant les années soixante caractérisée par un même système de polyculture-élevage avec des aires de spécialisation où l'orientation agricole n'est pas unique.

Dans les années 1990, trois grands types d'espaces agricoles émergent (Figure 3.1) : (1) les bassins très intensifs comprenant le Léon, une aire centrale englobant la moitié des Côtes d'Armor et le tiers du Morbihan, une partie du bassin de Châteaulin ; (2) les aires d'intensité moyenne avec quelques foyers qui tendent vers le groupe précédent (frange est de l'Ille et Vilaine, zone de Broons, Montauban de Bretagne) ; (3) les campagnes extensives - à l'échelle de la Bretagne – comprenant le sud-ouest du Morbihan, les Monts d'Arrée et les prolongements vers Plestin-les-Grèves et Perros-Guirec ainsi que quelques secteurs isolés sur la moitié nord de l'Ille et Vilaine.

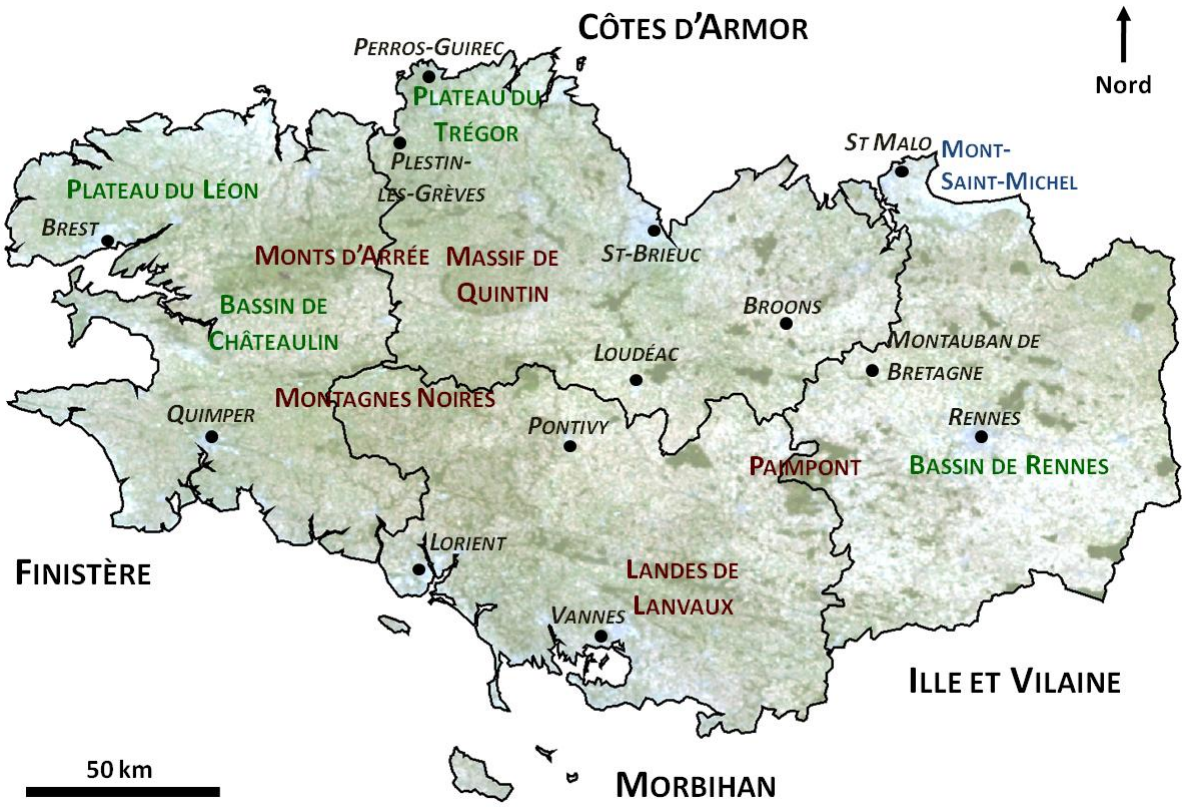


Figure 3.1 – La Bretagne : carte de localisation.

3.1.4. Aujourd'hui, un paysage agricole diversifié

Le paysage agricole breton est encore aujourd'hui en majorité un paysage de bocages. Il se caractérise par une structure parcellaire très fragmentée avec des parcelles de petite taille et souvent morcelées et un bocage à la fois très présent et très hétérogène. Le paysage agricole en Bretagne se caractérise également par sa grande diversité. Ce sont l'historique de l'évolution des paysages et la diversité des systèmes de production qui engendrent une diversité dans la structure des paysages (Figure 3.2) :

- les productions légumières présentes par exemple dans la baie du Mont-Saint-Michel (photo 9) ou dans le nord du Finistère (photo 1) favorisent un paysage ouvert aux petites parcelles rectangulaires très diversifiées en termes de couvert végétal (en lamelles de parquet dans la baie du Mont-Saint-Michel notamment) ;
- les productions céréalières dans le centre de la Bretagne ou dans le sud de l'Ille et Vilaine (photos 6, 7, 8, 10) engendrent un paysage ouvert aux grandes parcelles s'étendant sur plusieurs hectares, dominées par des cultures de maïs, blé, avoine ou orge principalement ;
- l'agriculture présente dans une partie des zones humides (photo 5) offre un paysage de fond de vallées ouvert où les parcelles sont régulières, géométriques et le plus souvent drainées par des canaux vers le cours d'eau ;
- dans les espaces de landes (photo 4), le paysage est plus fragmenté, le bocage est très présent et les parcelles sont plus petites (souvent 1 hectare ou moins) ;
- les zones de déprise agricole sont caractérisées par la recolonisation de fourrés pré-forestiers ligneux dans des espaces de prairies très fermés où les parcelles sont de dimension inférieure à 1 hectare et laissées à l'abandon, par exemple dans le nord du Finistère autour des monts d'Arrée (photo 2), dans le sud autour des montagnes Noires (photo 3) ou autour du massif de Quintin dans le sud des Côtes d'Armor (photo 11).

La diversité des systèmes de production en Bretagne engendre des pratiques agricoles très variées. Les haies bocagères évoluent dans le paysage sous l'influence de différentes dynamiques de changement de pratiques agricoles liées aux évolutions des systèmes de production.

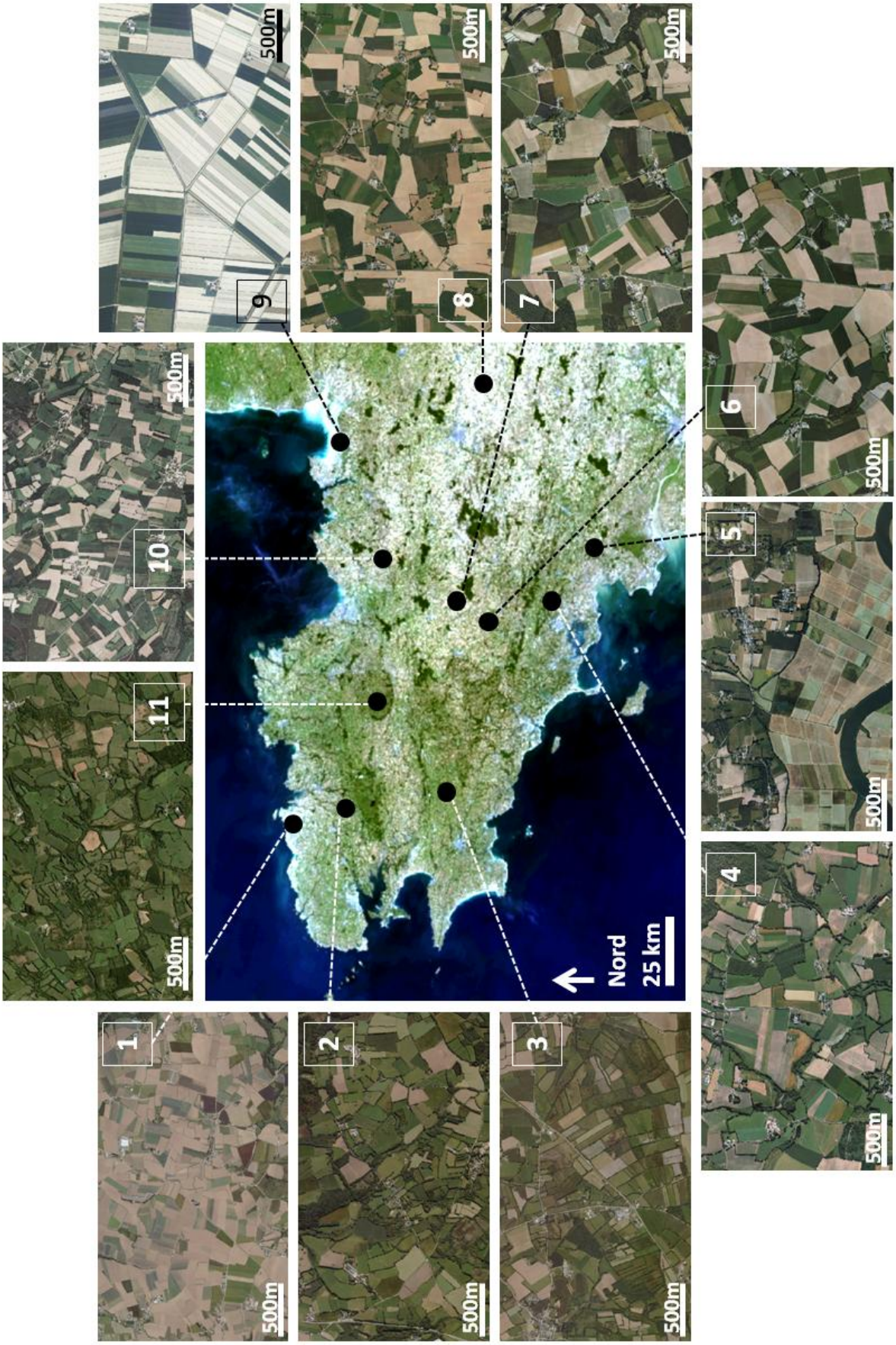


Figure 3.2 - La Bretagne, un paysage agricole bocager diversifié : productions légumières (1, 9), productions céréalières (6, 7, 8, 10), agriculture dans une partie des zones humides (5) ou les espaces de landes (4), déprise agricoles et recolonisation de la végétation ligneuse (2, 3, 11). (Images ©IGN, MODIS).

3.1.5. L'évolution récente des haies en Bretagne

Le paysage agricole breton est avant tout un paysage de bocages. Avant l'intensification de l'agriculture, c'est-à-dire avant les années 1960-1970 et les grandes opérations de remembrement, le bocage était présent sur quasiment tout le territoire régional (Meynier, 1970 ; Canévet, 1992 ; Hubert-Moy, 2004). Les opérations de remembrement, collectives ou individuelles, se sont traduites par un arasement des haies et des talus. D'après Hubert-Moy (2004), la densité bocagère est passée de 160 m/ha en 1950 à environ 60 m/ha en 2000 en moyenne. Cela a entraîné des bouleversements ayant pour conséquences la dégradation importante de l'environnement en Bretagne : le remembrement et l'arasement des haies ont contribué localement à une diminution de la biodiversité (Burel *et al.,* 1998 ; Burel *et al.*, 2004) ; les sols se sont également dégradés suite à l'arasement de haies et talus qui permettaient de limiter l'érosion et l'emportement des sols (Layer *et al*., 2003). Aujourd'hui, on constate encore des évolutions importantes du linéaire de haies (disparitions et plantations) dans un contexte agricole qui ne connaît plus d'opérations foncières de grande envergure telles que des remembrements accompagnés d'un arasement massif des haies.

L'évolution actuelle du linéaire de haies en Bretagne a été mesurée grâce à l'Enquête Régionale sur les Haies effectuée par la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF). Cette enquête utilise comme support l'enquête statistique TerUti-LUCAS du Ministère de l'Environnement réalisée par le Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES). Le détail de la méthode de cette enquête est précisé dans le chapitre 2 (§ 2.1.). Les résultats de l'enquête de 2008 et de l'évolution du linéaire de haies (1996-2008) ont été publiés par l'Agreste en 2010. En 2008, le linéaire bocager s'étendait sur 182 526 kilomètres (précision estimée à 1.47%). La densité moyenne du linéaire bocager rapportée à la surface totale de la Bretagne est alors évaluée à 66 m/ha, tandis que rapportée à la SAU de la Bretagne, elle représente 110 m/ha. Les statistiques de l'Agreste permettent d'évaluer que l'essentiel du linéaire bocager (80%) est composé de haies anciennes (taillis, futaies, haies basses végétales naturelles), le reste étant composé de haies horticoles ou de rideaux ornementaux mono-spécifiques. Historiquement, les haies ont toujours été plus présentes dans l'ouest de la Bretagne (en raison d'une exposition importante aux vents d'ouest), ce qui est toujours observé en 2008. On observe une grande disparité dans la répartition des densités bocagères en Bretagne (Figure 3.3): l'ouest de la Bretagne présente le paysage bocager le plus dense (densités supérieures à 65 m/ha en majorité) tandis que le centre laisse place à des paysages ouverts (densités inférieures à 65 m/ha en majorité), la partie est étant plus hétérogène.

Les résultats de l'Enquête Régionale sur les Haies montrent également une diminution de 12% de la longueur de linéaire de haies entre 1996 et 2008 (Tableau 3.1). Les diminutions les plus importantes sont observées dans les départements d'Ille et Vilaine et du Morbihan (respectivement -17.7% et -9.3%). Le taux d'évolution annuel moyen du linéaire de haies sur l'ensemble de la Bretagne est évalué à -1.1%.

Dans le bilan de l'enquête de 2008, on voit apparaitre une nouvelle catégorie de haies : les jeunes haies champêtres (elles se distinguent des haies d'ornement ou de protection des bâtiments). Ces haies représentent 6500 kilomètres et sont principalement présentes dans les Côtes d'Armor et en Ille et Vilaine. Ces haies sont dues pour la plupart aux politiques qui incitent et soutiennent financièrement les replantations de haies bocagères en Bretagne. On peut citer par exemple le programme Breizh Bocage (Encadré 3.1) mis en place pour l'évaluation de l'état du réseau bocager,

la reconstruction de ce réseau selon les enjeux environnementaux locaux et la valorisation du paysage bocager.

Les enquêtes statistiques mettent en avant 1- la diminution du linéaire de haies à un rythme de -1.1% par an en moyenne ; 2- l'apparition de nouvelles haies dans le paysage agricole qui représentent 3.5% du linéaire total. On constate donc des évolutions importantes du linéaire de haies dans un contexte agricole qui ne subit pas de profonds changements. En effet, les haies en Bretagne évoluent aujourd'hui au rythme d'actions individuelles (arasements ponctuels le plus souvent) ou selon quelques changements programmés comme les replantations incitées par le programmes Breizh Bocage par exemple.

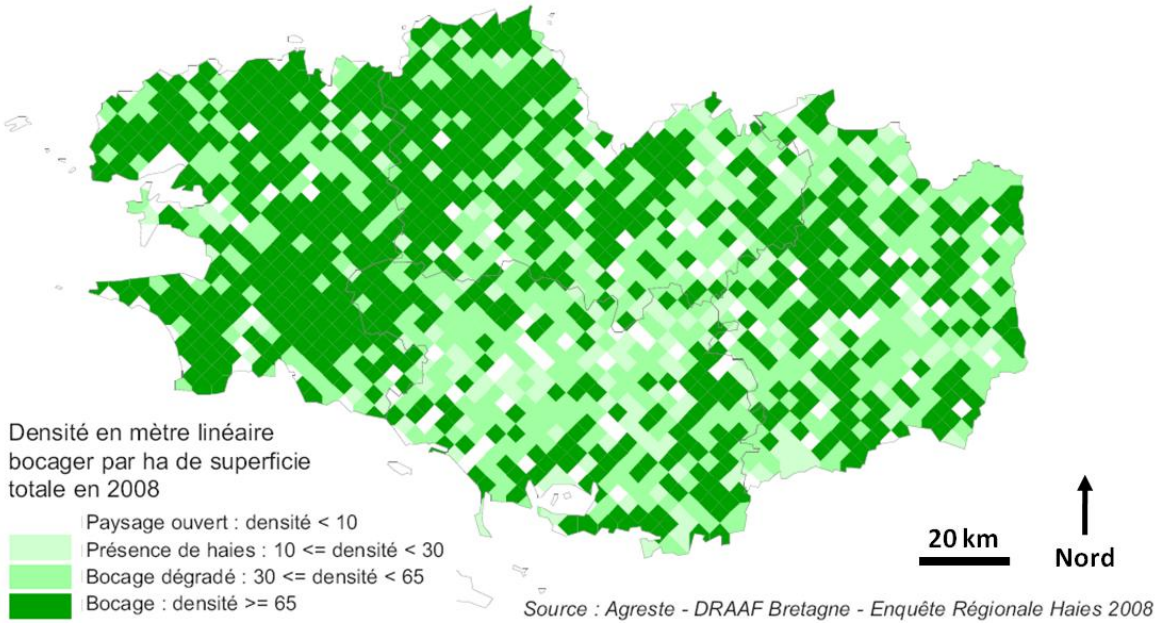


Figure 3.3 - Densité bocagère en Bretagne en 2008.

Tableau 3.1 – Statistiques du linéaire bocager en 1996 et 2008 (Sources : Agreste - DRAAF Bretagne - Enquêtes Régionales Haies 2008 et Haies 1996).

		Côtes d'Armor	Finistère	Ille-et-Vilaine	Morbihan	Bretagne
Linéaire bocager total 2008 (km)		**48299**	**59732**	**38627**	**35868**	**182526**
Linéaire bocager total 1996 (km)		***54050***	***66841***	***46850***	***39558***	***207398***
Densité en mètre linaire par hectare de :						
2008	Surface totale	69	88	56	52	66
	SAU	109	155	85	96	110
1996	*Surface totale*	*77*	*98*	*69*	*58*	*75*
	SAU	*117*	*166*	*98*	*103*	*120*
Evolution (%)		-10.6	-10.6	-17.7	-9.3	-12
Taux d'évolution annuel moyen (%)		**-0.9**	**-0.9**	**-1.6**	**-0.8**	**-1.1**

Les résultats proposés par la DRAAF constituent, comme toutes les enquêtes par sondage, des estimations. Ces estimations sont évaluées grâce à un intervalle de précision qui varie beaucoup selon la longueur du linéaire observé et sa répartition spatiale réelle dans le paysage. Or le bocage en Bretagne présente de fortes hétérogénéités de densité et de structure. La comparaison des résultats de l'Enquête Régionale sur les Haies est de plus difficilement comparable à d'autres sources de données comme celles de l'Institut Forestier National (IFN) par exemple. Cela constitue un frein à son évaluation et sa validation. En effet, la définition des haies retenue par l'IFN n'est pas la même que celle de la DRAAF (cf. Chapitre 1, § 1.1.), les éléments analysés ne correspondent pas et ne sont donc pas comparables. Les résultats proposés par cette enquête statistique permettent d'évaluer les tendances d'évolution du linéaire de haies en Bretagne. Toutefois, elle n'est pas adaptée à l'observation d'évolutions ponctuelles ou de suivi de pratiques agricoles et ne propose pas de résultats spatialisés de manière précise.

Alors, il semble intéressant de développer des outils d'observation du linéaire de haies, à différentes échelles, afin de pouvoir analyser aussi bien l'évolution de la densité du réseau linéaire à une échelle régionale ou infrarégionale, que la physionomie des haies et les pratiques qui y sont effectuées à une échelle plus fine. Pour cela, la télédétection semble être un outil privilégié.

Encadré 3.1 – Le programme de replantation des haies Breizh Bocage (Sources : www.bretagne.fr ; www.bretagne-environnement.org).

LE PROGRAMME BREIZH BOCAGE

Le programme Breizh Bocage est un dispositif lancé dans le cadre du contrat de projet Etat Région 2007-2013, qui vise à ***lutter contre les phénomènes d'érosion*** *en implantant des haies et talus en rupture de pente dans le but d'améliorer la qualité des eaux bretonnes.*

L'objectif est ***d'améliorer la qualité des eaux*** *et des milieux aquatiques des bassins versants et d'intégrer localement une filière bois-énergie pour la valorisation économique du bocage. Pour cela le programme propose d'accompagner la réalisation d'études collectives et de travaux d'aménagement du bocage à l'échelle d'un territoire pour la reconstitution de haies bocagères et de talus boisés. Il s'agit d'un projet s'adressant principalement aux structures collectives publiques telles que les collectivités territoriales, syndicats intercommunaux, syndicats de l'eau, etc.*

Le programme comporte trois volets d'action :

- ***une étude territoriale*** *: elle consiste à caractériser et identifier les éléments boisés constitutifs du bocage et à définir les zones prioritaires vis-à-vis de la qualité de l'eau et de la biodiversité notamment, sur lesquels seront menées un diagnostic d'action. L'étude territoriale s'effectue à l'échelle d'un bassin versant ou d'une communauté de communes, en concertation avec les acteurs du territoire (comité de bassin-versant, élus, agriculteurs, etc.).*
- ***un diagnostic d'actions*** *: il consiste à élaborer un projet de plantation concerté sur les secteurs définis comme sensibles. Le diagnostic d'action s'effectue à une échelle fine sur des territoires ciblés d'environ 5 000 hectares.*
- ***les travaux de plantation et d'entretien*** *: Il s'agit à ce stade de réaliser les travaux de plantation, de restauration et d'entretien prévus par le diagnostic d'actions.*

3.2. A l'échelle locale : la Zone Atelier « Armorique », site de Pleine-Fougères

3.2.1. Caractéristiques du site de Pleine-Fougères

Le site de Pleine-Fougères est situé en Bretagne, au nord-est de l'Ille et Vilaine et au sud de la Baie du Mont-Saint-Michel (48° 36' N, 1° 32' W) (Figure 3.4).

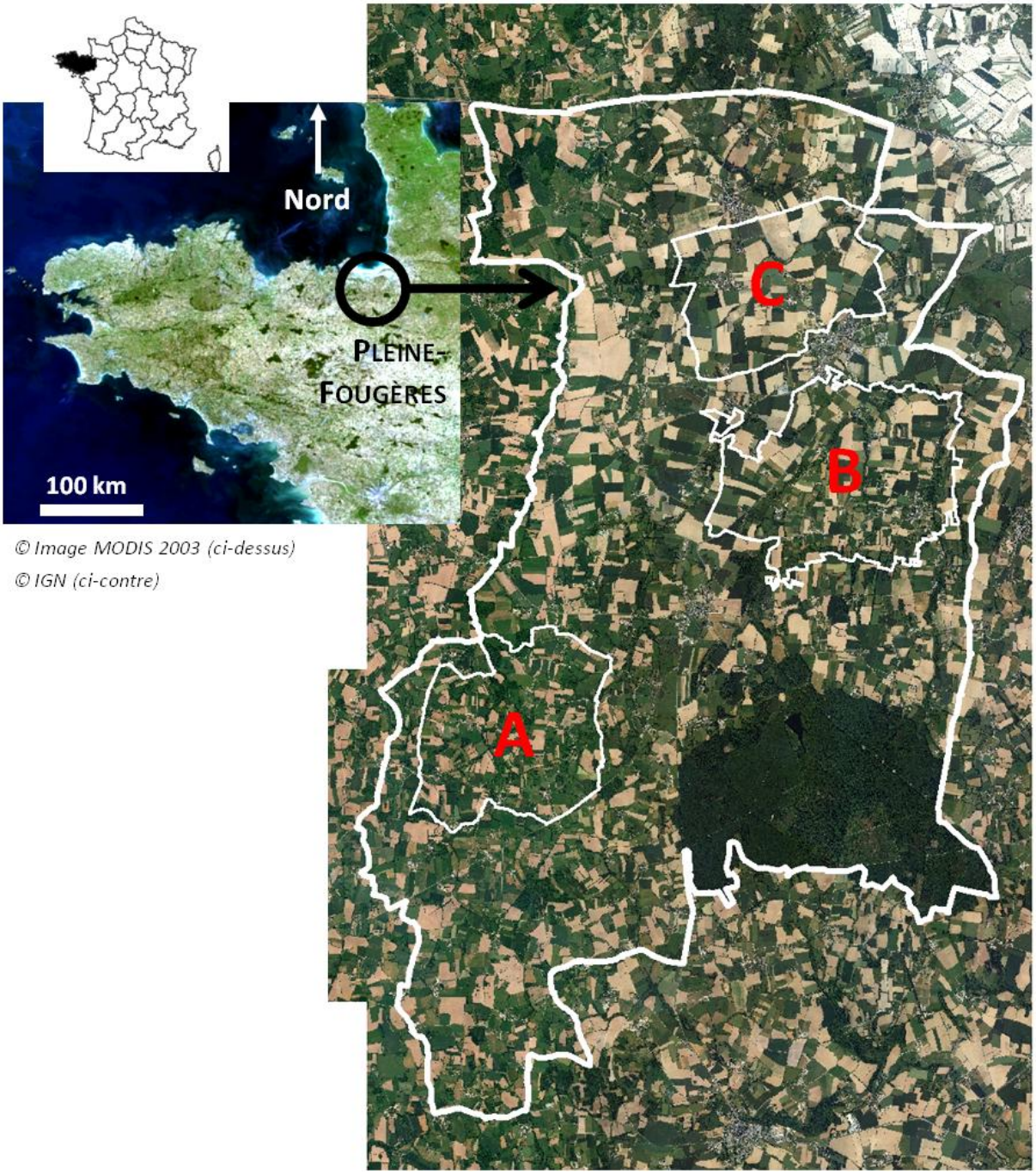


Figure 3.4 – Localisation du site de Pleine-Fougères (Bretagne, France) et des trois sous-sites d'étude A, B et C.

Le paysage agricole du secteur de Pleine-Fougères est très diversifié ; il rassemble différents systèmes de production et est pour cela représentatif de ce que l'on observe au niveau régional. La répartition spatiale de ces systèmes de production est fortement corrélée avec les caractéristiques du sol et du sous-sol. Comme pour la majorité du massif armoricain, les roches du sous-sol alternent entre granites et schistes et offrent des paysages influencés par le sous-sol (Canévet, 1992) : à la limite nord-est du site de Pleine-Fougères, les cultures légumières de la Baie du Mont-Saint-Michel sont implantées sur des sols légers et riches en alluvions ; à l'extrême nord-ouest du site comme sur la moitié sud, le sous-sol est granitique, le paysage y est fermé, tandis qu'au centre jusqu'au nord-est le sous-sol est schisteux et le paysage agricole est plus ouvert.

Le site de Pleine-Fougères s'étend sur 9 400 ha et est dominé par l'espace agricole (environ 7 000 ha de Surface Agricole Utile, soit 74.4% de la surface totale du site). L'agglomération principale, Pleine-Fougères, regroupait 1 800 habitants en 2006. Le paysage agricole du site d'étude est dominé par des systèmes de production de type « polyculture-élevage » à dominance de production laitière. Le paysage agricole est caractérisé par une forte variabilité de structure (taille des parcelles, densité de haies) expliquée en partie par la présence des roches granitiques et schisteuses. A l'échelle du site de Pleine-Fougères, cette diversité de structure du paysage est organisée le long d'un gradient nord-sud de 15 kilomètres. Afin d'étudier ces différentes structures paysagères, trois sous-sites ont été définis le long de ce gradient (Figure 3.4).

Le site C, au nord, est composé d'un paysage ouvert aux parcelles essentiellement céréalières et relativement vastes pour la région (3.7 ha en moyenne, jusqu'à 17 ha au maximum) et au bocage quasiment inexistant avec une densité du linéaire de haies de 44 m/ha (Figure 3.5). Le long du gradient, vers le sud, le parcellaire se resserre (1 ha en moyenne, jusqu'à 10 ha au maximum), les prairies plus nombreuses sont le plus souvent bordées de haies boisées, la densité du linéaire de haies étant de 74 m/ha sur le site B (Figure 3.6). Enfin au sud, le site A offre un paysage fermé au parcellaire morcelé (0.8 ha en moyenne, jusqu'à 6 ha au maximum), l'occupation des sols agricoles est dominée par les prairies, le réseau bocager est dense, 115 m/ha en moyenne (Figure 3.7).

Le site de Pleine-Fougères possède une grande diversité de structures paysagères, influencée par les variations du sous-sol. Il existe également une grande diversité dans l'organisation spatio-temporelle des pratiques des agriculteurs (Thenail, 2002). Les systèmes de cultures et les pratiques de gestion des bordures de champs boisées sont étroitement liés à ce gradient bocager (Lotfi *et al.*, 2010).

Figure 3.5 – Paysage ouvert au nord du site de Pleine-Fougères (Site C), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain © Zone Atelier Armorique.

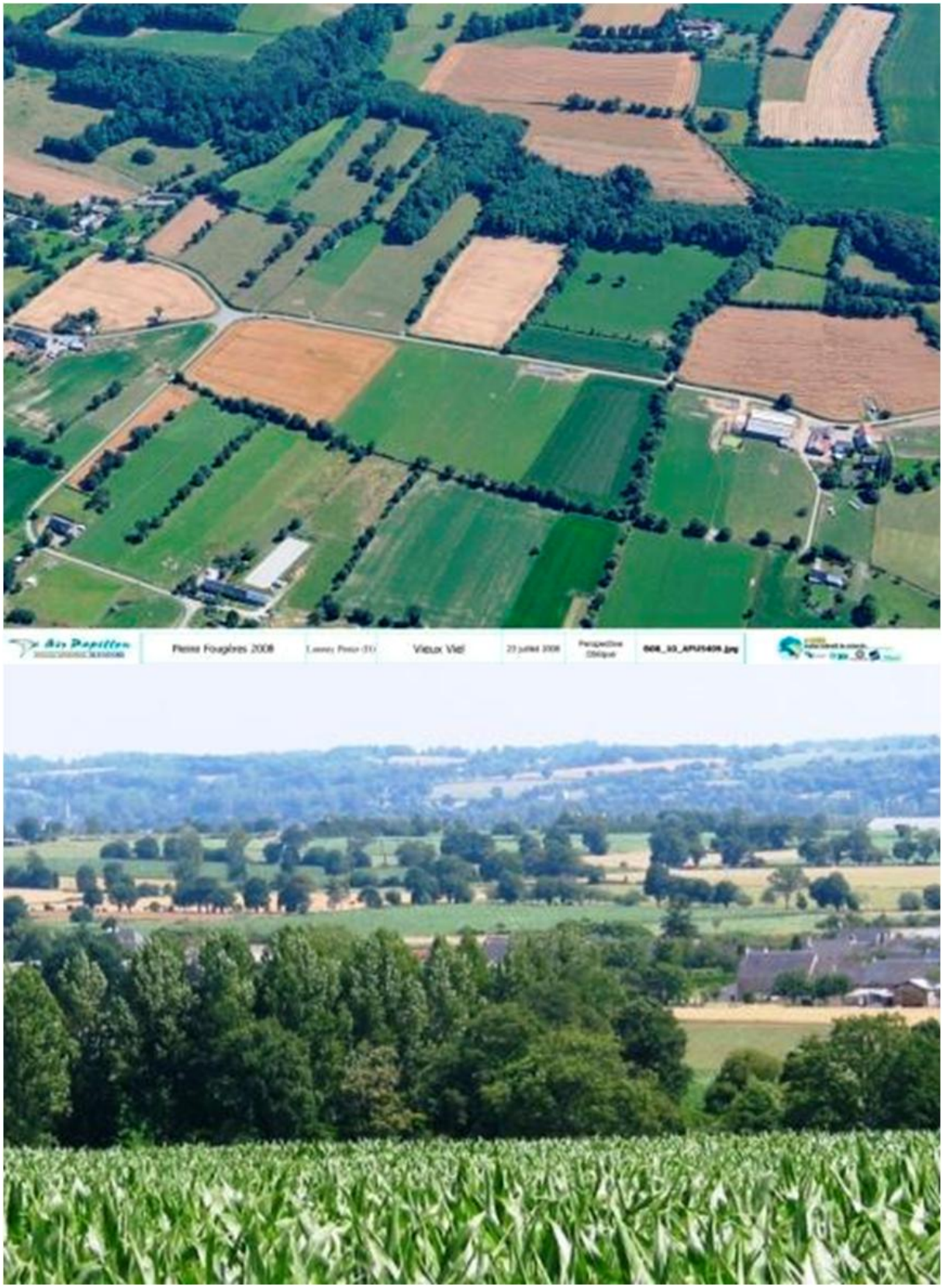


Figure 3.6 – Paysage « intermédiaire » au centre du site de Pleine-Fougères (Site B), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain © Zone Atelier Armorique.

Figure 3.7 – Paysage fermé au sud du site de Pleine-Fougères (Site A), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain C. Vannier.

3.2.2. Pleine-Fougères : un réseau de recherches pluridisciplinaires

Le site de Pleine-Fougères est intégré à la Zone Atelier Armorique (ZAA) « Paysages, Usages, Transferts, Biodiversité » (Encadré 3.2). Ce site d'étude appartient au réseau des Zones Ateliers de l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS. Le site de Pleine-Fougères est membre des réseaux européens LTER-Europe (European Long-Term Ecosystem Research network) et internationaux ILTER (International Long-Term Ecological Research) de sites de recherche à long terme en écologie du paysage. Ces structures permettent de mener des recherches en réseau au niveau national, européen et international. De plus, la Zone Atelier Armorique constitue une ressource commune en termes de bases de données. Elle permet de produire des bases de données spatialisées communes à toutes les équipes de recherche travaillant sur ce site, comportant des observations sur le suivi multi-temporel de l'occupation des sols, le réseau de haies et son évolution, la gestion des bordures de champs, les stratégies d'utilisation des terres, la biodiversité, la qualité de l'eau, le climat, … Il s'agit d'une ressource fondamentale qui permet de développer des recherches pluridisciplinaires (Levêque *et al.*, 2000).

Les objectifs de la Zone Atelier Armorique sont de comprendre par l'observation, la modélisation et l'expérimentation : 1- les relations entre la structure du paysage, les modes d'usages des terres (en particulier agricoles), les processus écologiques contrôlant la distribution des espèces animales et végétales, les fonctionnements biogéochimiques ; 2- la façon dont les politiques publiques, en particulier celles relatives à l'agriculture et à l'agroenvironnement font évoluer les structures paysagères et les usages des terres ; 3- d'évaluer en retour l'efficience des politiques publiques en terme de protection des ressources et de la biodiversité et de services écosystémiques rendus.

Dans le contexte général des recherches menées au sein de la ZAA depuis 1993, notre travail s'intègre dans le premier objectif, c'est-à-dire la compréhension par l'observation et la modélisation des relations entre la structure du paysage et les modes d'usage des terres agricoles. Plus particulièrement, nos recherches sont centrées sur un type d'élément de structure du paysage en particulier, les haies. Parmi les paramètres observés par la ZAA (Encadré 3.2), notre travail s'intègre dans le volet « cartographie et l'occupation du sol » et porte sur l'évaluation d'images de télédétection optiques pour l'identification des haies et des pratiques agricoles qui y sont associées. La méthodologie développée pour cela constitue une approche originale du fait de l'analyse à la fois temporelle et multi-échelles d'éléments géographiques. En effet, l'approche méthodologique est articulée autour de quatre étapes : (1) la détermination des niveaux d'organisation de pratiques agricoles effectuées sur les haies ; (2) la mise en place de méthodes d'observation multi-échelles des changements d'occupation des sols et du bocage à partir de différents types de données de télédétection ; (3) l'analyse spatio-temporelle multi-échelles de la répartition des types de haies au sein de la dynamique des successions culturales et (4) la modélisation spatiale multi-agents afin d'analyser l'impact de la structure du paysage sur les pratiques agricoles effectuées sur les haies.

Encadré 3.2 – Le Programme Zone Atelier Armorique « Paysages, Usages, Transferts, Biodiversité » (Sources : http://www.caren.univ-rennes1.fr/pleine-fougeres ; http://osur.univ-rennes1.fr).

LA ZONE ATELIER ARMORIQUE « PAYSAGES, USAGES, TRANSFERTS, BIODIVERSITE »

La Zone Atelier constitue un espace commun pour la recherche interdisciplinaire (biologie, écologie, géographie, agronomie, archéologie, histoire, sociologie). Les problématiques de recherche de la ZA traitent de la question de la ***multifonctionnalité du paysage*** *et des interactions entre* ***changements d'usages des terres***, ***changements climatiques***, ***flux biogéochimiques*** *et* ***processus écologiques*** *à différentes échelles spatio-temporelles.*

Les objectifs de la Zone Atelier sont de comprendre par l'observation, la modélisation et l'expérimentation :

- *les relations entre la structure du paysage, les modes d'usages des terres (en particulier agricoles), les processus écologiques contrôlant la distribution des espèces animales et végétales, les fonctionnements biogéochimiques ;*
- *la façon dont les politiques publiques, en particulier celles relatives à l'agriculture et à l'agroenvironnement font évoluer les structures paysagères et les usages des terres ;*
- *évaluer en retour l'efficience des politiques publiques en termes de protection des ressources et de la biodiversité et de services écosystémiques rendus.*

La Zone Atelier, mise en place entre 1993 et 2000, couvre une superficie de 130 km², elle comporte un gradient de paysages bocagers et une zone alluviale classée Natura 2000 et Patrimoine régional naturel de Bretagne. Le gradient de bocage est constitué de paysages qui diffèrent à la fois par leur structure paysagère, les types d'exploitations agricoles, la composition en différents groupes d'espèces (plantes, d'insectes, passereaux, …) et la qualité de l'eau. Le dispositif permet donc de comparer les patrons et processus écologiques dans différents paysages. La concentration des recherches sur un site restreint permet d'avoir, pour des processus différents, des variables de contrôle similaires. Ces variables de contrôle sont le climat, la structure du paysage (réseau de bordure, mosaïque de culture), le type d'exploitation agricoles et les pratiques d'usage et de gestion des différents éléments du paysage et les politiques publiques.

La connaissance de ces variables sur le temps moyen (10 ans) permet de prendre en compte des effets cumulatifs de pratiques ou des effets retard dans les relations entre patrons écologiques et évolution de l'usage des terres. Le dispositif permet donc d'avoir des approches pluri-échelles dans l'espace et le temps.

Les paramètres observés sont :

- ***Le relief*** *: pour l'analyse et mise en évidence de la microtopographie du sol, tel que les fossés, talus, les signes d'érosion des sols et la hauteur de la végétation.*
- ***La cartographie de l'occupation du sol*** *: elle est réalisée chaque année sur la zone atelier depuis 1993 à partir de la photo-interprétation de clichés aériens acquis par ULM en été. Les cartographies numériques sont produites à l'échelle parcellaire, les limites parcellaires étant redéfinies chaque année. Une base de données spatialisée conforme à l'orthophotoplan de l'IGN a ainsi été générée. Deux objectifs sont actuellement poursuivis : 1- La mise en conformité de cette base de données avec la directive INSPIRE (Construction des modèles de*

données et de métadonnées) ; 2- L'évaluation d'images de télédétection optiques à très haute résolution spatiale pour la cartographie de l'occupation des sols et l'identification de pratiques agricoles. A terme, il est envisagé de substituer les clichés aériens ULM par des images satellitaires dont l'acquisition sera programmée, afin d'automatiser au maximum les phases d'acquisition et de traitement des données.

- ***Le climat** : l'hétérogénéité du paysage et les aspérités de la surface (topographie, bocage, …) engendrent une forte variabilité spatiotemporelle du climat aux échelles locales. L'installation de 8 stations météorologiques réparties suivant les unités paysagères montrent d'importantes variations climatiques comme par exemple, 2-3°C de différences entre un site dégagé sur un plateau et un fond de vallée pourtant distant de quelques dizaines de mètres.*
- ***Les systèmes agricoles** : Deux paramètres sont observés 1- les assolements et systèmes de culture et 2- le suivi des pratiques agricoles. 1- Les assolements et les systèmes de cultures sont observé par le couplage annuel entre la cartographie de l'occupation du sol par télédétection et les données du Référentiel Parcellaire Graphique (RPG) des déclarations faites par les agriculteurs dans le cadre de la Politique Agricole Commune, qui permettent de caractériser les successions culturales et assolements (combinaisons de cultures et prairies au sein des exploitations) et de formaliser des dynamiques de ces systèmes. 2- Le suivi des pratiques agricoles : depuis 1996, la gestion des bordures de trois ensembles de parcelles, correspondant à des structures paysagères différentes, est suivie par observation trimestrielle (300 bordures). Ceci permet d'informer les conditions écologiques locales, (ombrage, apport d'herbicide) et leurs effets écologiques cumulés. Le suivi de la réponse des agriculteurs dans leurs pratiques au changement de leur environnement (facteurs climatiques, socioéconomiques dont fonciers et de l'action publique) est également observé par le biais d'enquêtes effectuées auprès des agriculteurs.*
- ***Les politiques publiques** : suivi des textes annuels de mise en œuvre de la Politique Agricole Commune.*
- ***La biodiversité** : les dispositifs d'observation sur la biodiversité sont conçus pour avoir des variables de réponse à différentes échelles d'espace et pour traiter des questions relatives à la conservation des espèces et des questions relatives aux services rendus par la biodiversité à l'agriculture. Les observations concernent les plantes qui réagissent beaucoup aux variables locales, des insectes marcheurs qui se déplacent peu, les micromammifères et les oiseaux qui ont des rayons d'action importants.*

La Zone Atelier Armorique est intégrée dans le réseau européen LTER-Europe (Long-Term Ecosystem Research network) et le réseau international ILTER (International Long Term Ecological Research).

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de valorisation scientifique :

Vannier C., Delattre T., Le Feon V., Vasseur C., Boussard H., 2009 : **«** Paysage et interdisciplinarité: regards croisés sur la Zone Atelier de Pleine-Fougères en Bretagne », *Projets de paysages*, 3, Dossiers thématiques.
http://www.projetsdepaysage.fr/fr/paysage_et_interdisciplinarite_regards_croises_sur_la_zone_atelier_de_pleine_fougeres_en_bretagne

CONCLUSION

DE LA PREMIERE PARTIE

L'analyse de l'état de l'art effectué dans cette première partie nous a permis de définir précisément les termes relatifs les éléments du paysage et les pratiques agricoles qui seront étudiés dans la suite de cette thèse d'une part et les données, méthodes et échelles relatives pour les observer et les modéliser, d'autre part.

La multiplicité des définitions existant sur le bocage et la haie nous a conduits à retenir pour chacun des termes deux définitions complémentaires relevant de points de vue thématiques et techniques. Ainsi, dans la suite de cette thèse le bocage est défini comme « *un paysage ayant pour caractéristique la présence de réseaux de structures linéaires de végétaux ligneux, que ce soient des haies « traditionnelles », des rideaux brise-vent récents ou des haies spontanées issues de l'absence d'entretien des clôtures.* » (Baudry, Jouin, 2003) ; et « *au sens technique, pour les géographes, c'est un système de haies organisées en réseau en fonction de finalités particulières* » (Bardel *et al.*, 2008). La haie, quant à elle, est définie dans la suite de cette thèse thématiquement comme *« un élément linéaire du paysage composé d'arbres ou d'arbustes et géré par l'homme* » et d'un point de vue cartographique, comme une bordure de champ arborée ou arbustive comportant au minimum trois arbres alignés et séparés au maximum de 10 mètres les uns des autres. Cette dernière définition, proche de celle proposée par l'IGN, présente l'intérêt de recouvrir un maximum de configurations présentes dans les paysages bocagers bretons.

Les pratiques agricoles sont définies comme *« les façons d'agir ou manières de faire (modalités et raisons sous-jacentes) des agriculteurs.* » (Thenail, Codet, 2003 ; Chambre d'Agriculture Rhône Alpes, 2005). Parmi les pratiques agricoles relatives à la gestion et l'entretien des bordures de champs boisées ou arbustives, nous avons choisi d'étudier principalement les pratiques d'arasement, de plantation et d'émonde des haies car ce sont ces pratiques qui favorisent le plus la modification de la structure interne des haies et du réseau de haies. L'étude des pratiques agricoles territorialisées nécessite une connaissance du fonctionnement et de la dynamique des éléments et des niveaux d'organisation en jeu dans le système. Les pratiques agricoles associées au réseau bocager sont organisées à plusieurs niveaux spatio-temporels, de la parcelle agricole (niveau fin), l'îlot de parcelle (niveau intermédiaire), au territoire agricole (niveau supérieur) et nous les analyserons donc à ces différents niveaux.

L'étude des haies et des pratiques agricoles qui y sont associées nécessite de travailler à plusieurs échelles d'observation et d'analyse. La télédétection apparaît pour cette raison comme un outil privilégié et adapté à l'identification et à la caractérisation d'éléments paysagers fins, tels que des haies bocagères et d'éléments plus grossiers tels que les parcelles agricoles, les images disponibles ayant des résolutions spatiales variées. En particulier, les images à très haute résolution spatiale ainsi que les données de type LiDAR offrent *a priori* un potentiel intéressant pour identifier et caractériser les haies et les pratiques agricoles qui y sont associées. Par ailleurs, l'approche

contextuelle orientée-objets apparaît comme la plus adaptée pour détecter et classer automatiquement le réseau linéaire boisé à partir des images à très haute résolution spatiale.

Parmi les modèles existant pour effectuer des simulations d'évolution de paysages agricoles, les modèles multi-agents présentent l'intérêt de prendre en compte explicitement les jeux d'acteurs à différents niveaux d'organisation, de formaliser les interactions entre les acteurs et leur environnement et de spatialiser des dynamiques paysagères. La prise en compte des acteurs au niveau de décision le plus fin, pour l'analyse et l'explication des dynamiques de paysage, permet *a priori* de déterminer des facteurs d'explication de ces changements. La modélisation multi-agents permet également de travailler à partir d'objets constituant un paysage et d'agents représentant les acteurs de ce paysage. Ce type de modélisation a l'avantage d'être spatialisée, extrêmement flexible (possibilité d'intégration de données hétérogènes) et de permettre d'intégrer des niveaux d'organisation multiples. Pour toutes ces raisons, nous avons donc choisi de développer un modèle multi-agents afin d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la structure et l'état du réseau bocager.

Nous avons choisi d'étudier les pratiques agricoles associées au réseau bocager dans un contexte bocager diversifié et hétérogène. Ainsi, à l'échelle régionale, nous avons retenu la Bretagne, qui se distingue par une structure parcellaire très fragmentée et un bocage parfois très dense et très hétérogène. A l'échelle locale, le site de Pleine-Fougères a été sélectionné, car ce site agricole est caractérisé par une forte variabilité au niveau de la taille des parcelles et de la densité des haies. Il apparaît ainsi comme étant représentatif de l'hétérogénéité des structures paysagères observées à l'échelle régionale.

DEUXIEME PARTIE

OBSERVATION

DES PRATIQUES AGRICOLES

ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER

PAR TELEDETECTION

INTRODUCTION

DE LA DEUXIEME PARTIE

La deuxième partie de ce manuscrit présente les travaux réalisés pour observer des pratiques agricoles associées au réseau bocager à partir de données de télédétection. Les éléments paysagers d'intérêt définis dans la première partie (haies, réseau de haies, parcelles, îlots parcellaires) ont ainsi été observés aux échelles régionale et locale à partir d'images à moyenne, haute, très haute résolution spatiale et de données laser.

L'objectif de cette partie est double : 1- Identifier et caractériser les éléments d'intérêt relatifs aux pratiques agricoles associées au réseau bocager à différentes échelles ; 2- Evaluer le potentiel de différents types de données de télédétection pour l'identification et la caractérisation d'éléments fins dans un environnement complexe.

Dans le quatrième chapitre, le paysage bocager est observé à l'échelle régionale à partir d'images de télédétection à moyenne résolution spatiale. Les pratiques agricoles associées au réseau bocager sont appréhendées à travers l'analyse de la dynamique des îlots de parcelles en termes d'occupation des sols. Pour cela, des indicateurs de cette dynamique sont élaborés à partir de la classification de séries temporelles d'images MODIS (Moderate resolution Imaging Spectroradiometer) sur la période 2001-2008 (Lecerf, 2008). L'analyse est effectuée à l'échelle régionale, départementale et infra-départementale autour du site de Pleine-Fougères, afin de replacer la dynamique du paysage agricole de ce site dans un contexte régional.

Dans le cinquième chapitre, le réseau bocager est observé à l'échelle locale à partir d'images de télédétection à haute et très haute résolutions spatiales. Les données de télédétection utilisées, qui couvrent un large panel de résolutions spatiales, sont évaluées afin de déterminer leur potentiel pour l'identification et la caractérisation du réseau bocager. Puis, les cartes produites sont analysées en détail afin d'évaluer l'information qu'elles contiennent sur la structure du réseau de haies d'une part, et leur signification d'un point de vue écologique, d'autre part. La deuxième partie de ce chapitre est réalisée dans le cadre d'un travail pluridisciplinaire effectué en collaboration avec des écologues du paysage de l'INRA-SAD Paysage de Rennes.

Dans le sixième chapitre, le réseau bocager est caractérisé à l'échelle locale à partir d'images à très haute résolution spatiale et de données LiDAR (Light Detection And Ranging). Elles sont évaluées ici afin de déterminer leur potentiel pour l'identification des canopées d'arbres au sein des haies et la caractérisation de ces dernières en termes de composition, de morphologie et d'arrangement spatial.

CHAPITRE 4

LE PAYSAGE BOCAGER OBSERVE A L'ECHELLE REGIONALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A MOYENNE RESOLUTION

SOMMAIRE

INTRODUCTION 86

4.1. Les données 87
4.1.1. Les séries temporelles d'images MODIS 87
4.1.2. Les classifications de l'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne 89

4.2. Méthodologie 93
4.2.1. La fusion des classifications en une base de données temporelle 93
4.2.2. La détermination de la dynamique d'occupation du sol 93
4.2.3. L'élaboration des indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage 94
4.2.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile 95
4.2.3.2. Les successions de cultures et prairies 95
4.2.3.3. La durée des prairies 95

4.3. Résultats 96
4.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile 96
4.3.2. L'évolution de l'occupation du sol de la SAU en Bretagne entre 2001 et 2008 98
4.3.3. Les successions de cultures et prairies 100
4.3.4. La durée des prairies 102

4.4. Discussion 104

CONCLUSION 107

INTRODUCTION

Le paysage agricole breton est caractérisé par un paysage de bocages très diversifiés. La structure parcellaire y est fragmentée et le bocage est à la fois très présent et très hétérogène (Canévet, 1992 ; Marguerie *et al.*, 2003 ; Hubert-Moy, 2004). Cette diversité s'explique en partie par la variété des systèmes de production (bovin-lait, élevage porcin, productions céréalières, légumières…) car la diversité des activités agricoles et leurs évolutions engendrent des pratiques agricoles différentes qui façonnent des paysages agraires variés. Ainsi, les haies bocagères évoluent dans le paysage sous l'influence de différentes dynamiques agricoles.

Nous proposons dans ce chapitre d'étudier les dynamiques de l'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne. Les dynamiques temporelles de l'occupation du sol induisent des types de paysages agricoles (paysages de grandes cultures ou de prairies) qui permettent de déduire la présence d'un bocage plus ou moins dense ou d'un paysage ouvert avec une absence totale de bocage (Houet, 2006 ; Lotfi, 2008). En effet, dans un paysage dominé par les cultures, les haies sont peu présentes ou inexistantes, tandis que dans un système agricole marqué par des successions de prairies et cultures, les haies peuvent être maintenues et faire l'objet de pratiques telles que l'émondage avant la culture du maïs par exemple. A l'inverse, dans un système agricole où les prairies dominent, les haies sont abondantes et denses (Soltner, 1995 ; Thenail, Codet, 2003 ; Thenail *et al.*, 2004 ; Houet, 2006). Selon l'évolution des surfaces agricoles, on peut observer un débocagement de certains espaces agricoles (par abandon des terres agricoles suivi généralement d'une colonisation par des ligneux bas puis hauts), la transformation d'espaces agricoles en zones artificialisées, ou au contraire un rebocagement de certaines zones sensibles (versants soumis à l'érosion, haies de ceinture des zones humides de fonds de vallées, etc.).

L'objectif de ce chapitre est de déterminer l'organisation spatiale de la dynamique de l'occupation du sol traduisant les pratiques relatives au bocage en Bretagne. Pour cela, il s'agit dans un premier temps d'élaborer des indicateurs de la dynamique de l'occupation du sol à l'échelle régionale à partir d'une base de données composée de classifications de séries temporelles d'images satellitaires à moyenne résolution MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer), les données de télédétection à moyenne résolution permettant l'observation, à l'échelle régionale, d'éléments de paysage de la taille d'îlots parcellaires (Lecerf *et al.*, 2005). Dans un second temps, la répartition et l'organisation spatiale des types d'espaces agricoles en Bretagne sont analysées à partir de ces indicateurs.

Les classifications MODIS décrites et utilisées dans ce chapitre afin d'effectuer l'analyse de la dynamique de l'occupation des sols à l'échelle régionale à partir d'indicateurs associés au bocage ont été réalisées dans le cadre de la thèse de Rémi Lecerf (2008) ; ainsi, la première partie de ce chapitre, qui est consacrée à la description des données est une synthèse extraite de cette thèse.

4.1. Les données

Dans ce chapitre, nous utilisons les classifications de l'occupation du sol en Bretagne effectuées dans le cadre de la thèse de Lecerf (2008) à partir de séries temporelles d'images à moyenne résolution spatiale MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer). Ce choix s'explique par le fait que ce sont actuellement les seules informations spatialisées disponibles permettant de déterminer suffisamment précisément la dynamique récente de l'occupation du sol en Bretagne afin d'en dériver des indicateurs sur la présence et la densité du bocage (cf. Chapitre 2, § 2.1.). Après avoir présenté les séries temporelles d'images MODIS utilisées pour réaliser les classifications d'occupation des sols, ces dernières sont analysées.

4.1.1. Les séries temporelles d'images MODIS

Le capteur MODIS a été placé sur la plate-forme EOS-AM1 (Terra) mise en orbite au début de l'année 2000 et sur la plate-forme EOS-PM1 (Aqua) lancée en mai 2002 (Source : NASA). Terra est placée sur une orbite descendante et passe à l'équateur à 10h30 heure locale. Aqua est placée en orbite ascendante et passe à l'équateur à 13H30 heure locale. La résolution temporelle du capteur MODIS est similaire à celle des capteurs à basse résolution, avec une fréquence d'acquisition de 1 à 2 jours en fonction de la latitude. La moyenne résolution spatiale qualifie des capteurs à la résolution intermédiaire entre la haute résolution spatiale (d'un ordre décamétrique) et la basse résolution spatiale (d'un ordre kilométrique). MODIS possède deux bandes spectrales à 250 mètres de résolution spatiale, 5 bandes à 500 mètres de résolution et 29 bandes à 1 kilomètre de résolution (Tableau 4.1). Seules les bandes spectrales de la longueur d'onde du rouge et proche-infrarouge ont une résolution de 250 mètres, permettant ainsi d'effectuer des suivis de la couverture végétale avec une précision spatiale supérieure à la basse résolution. Les bandes de 500 mètres de résolution spatiale sont également dédiées à l'observation des surfaces terrestres dans le domaine du visible et de l'infrarouge. Les bandes spectrales d'une résolution spatiale de 1 kilomètre sont quant à elles destinées à l'observation des océans, de l'atmosphère et s'étendent du domaine du visible à l'infrarouge thermique (Justice *et al.,* 1998) (Tableau 4.2).

Tableau 4.1 – Résolutions des données MODIS (Source : NASA).

Résolution spatiale	**Résolution spectrale**		**Résolution temporelle**	**Domaines d'utilisation**
250 m	2 bandes	0.62 - 0.67 µm 0.84 - 0.87 µm	1 à 2 jours selon la latitude	Observation de l'occupation du sol
500 m	5 bandes	0.46 - 0.48 µm 0.54 - 0.56 µm 1.23 - 1.25 µm 1.62 - 16.5 µm 2.1 - 2.15 µm	1 à 2 jours selon la latitude	Observation de l'occupation du sol
1000 m	29 bandes	De 0.4 à 14.4 µm	1 à 2 jours selon la latitude	Observation des océans, de l'atmosphère

Tableau 4.2 – Présentation des produits MODIS (Source : NASA).

	Nom du produit	Informations contenues
Données brutes	MOD01	Radiance
	MOD02	Radiance + géométrie
	MOD03	Géométrie
Données de l'atmosphère	MOD04	Aérosols
	MOD05	Vapeur d'eau
	MOD06	Nuages
	MOD07	Profils atmosphériques
	MOD08	Grille atmosphérique
	MOD35	Masque nuageux
Données de la surface terrestre	MOD09	Réflectance
	MOD11	Température + émissivité
	MOD12	Occupation du sol
	MOD13	Indice de végétation NDVI
	MOD14	Anomalies thermiques
	MOD15	Indice de végétation LAI
	MOD16	Evapotranspiration
	MOD17	Photosynthèse
	MOD34	Incendies
	MOD43	Réflectance
	MOD44	Couverture végétale
Données de la cryosphère	MOD10	Couverture neigeuse
	MOD29	Banquise
Données océaniques	MOD18	Radiance
	MOD19	Epaisseur optique d'aérosols
	MOD20	Fluorescence chlorophyllienne
	MOD21	Chlorophylle A
	MOD22	Rayonnement photosynthétique
	MOD23	Particules solide en suspension
	MOD24	Particules de carbone organique
	MOD26	Coefficient d'atténuation
	MOD28	Température de l'eau

Les séries temporelles d'images du capteur MODIS sont utilisées pour effectuer des cartographies de l'occupation et de l'utilisation du sol à l'échelle globale avec une résolution kilométrique (Friedl *et al.,* 2002 ; Townshend, Justice, 2002). Des cartographies de l'occupation du sol sont également effectuées à l'échelle régionale à une résolution de 250 et 500 mètres (Wessels *et al.,* 2004). Les données MODIS sont également utilisées pour analyser la phénologie des végétaux à l'échelle globale et à l'échelle régionale avec une résolution kilométrique ou de 250 mètres (Hansen *et al.,* 2002 ; Wessels *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.,* 2003). Des images de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index ; Rouse *et al.,* 1974) de MODIS ayant une résolution de 250 mètres ont également servi à effectuer un suivi de la phénologie des cultures dans des paysages ouverts des grandes plaines américaines avec des parcelles de taille supérieure à 32.4 hectares (Wardlow *et al.*, 2007). De manière générale, les études utilisant les images MODIS à 250 mètres de résolution spatiale sont effectuées sur des paysages ouverts (Morton *et al.,* 2006 ; Wardlow *et al.,* 2006) mais plus récemment une étude a montré leur utilité pour analyser les paysages fragmentés en Bretagne (Lecerf, 2008).

4.1.2. Les classifications de l'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne

Les données d'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne que nous avons utilisées proviennent de classifications de séries temporelles d'images MODIS (Lecerf, 2008). Ces classifications ont été réalisées à partir du produit MOD02 acquis entre le 6 mars 2000 et le 10 avril 2008. Une sélection a été effectuée sur la série temporelle de produits MOD02 selon le taux de couverture nuageuse présent sur les images. Au total, 393 images ont été retenues. L'objectif des classifications étant de déterminer le type d'occupation et d'utilisation du sol dominant au sein des pixels de 250 mètres, les images retenues pour la phase de classification sont situées pendant des périodes de l'année où les couverts végétaux peuvent être différenciés plus facilement.

Les prétraitements appliqués aux images MODIS comprennent :

- Des corrections atmosphériques à l'aide du modèle 6S sans correction de la diffusion de Mie (aérosols) ;
- Une correction géométrique et une interpolation dans le système de projection Lambert 2 étendu ;
- Un masquage des variations des valeurs de réflectance non relatives à l'évolution des surfaces terrestres (nuages et ombres portées) ;
- Une estimation des valeurs manquantes sur l'ensemble des séries temporelles ainsi qu'une interpolation avec un pas d'échantillonnage de 10 jours d'intervalle ;
- Une amélioration du contenu radiométrique des images et une interpolation à 250 mètres de résolution pour les images acquises à 500 mètres de résolution spatiale ;
- Une simulation des séries temporelles de réflectance avant le début et après la fin des acquisitions par le capteur MODIS.

Ces phases de prétraitements conditionnent fortement la qualité des résultats finaux. C'est la raison pour laquelle Lecerf (2008) a choisi de reconstituer les séries d'images de réflectance à partir desquelles ont été calculées les synthèses d'indices de végétation et les variables biophysiques, plutôt que d'utiliser les produits MODIS prétraités déjà disponibles qui présentent des artéfacts.

La classification a ensuite été effectuée à partir d'un arbre décisionnel hiérarchique selon la typologie définie dans le tableau 4.3. L'arbre décisionnel a été entièrement créé pour ces classifications à partir d'une connaissance experte de l'évolution des stades phénologiques de chaque type d'occupation et d'utilisation du sol, couplée à des métriques phénologiques extraites de séries temporelles de variables biophysiques (fCover et brillance des sols). La figure 4.1 présente l'organigramme de classification développé par Lecerf (2008). Dans un premier temps trois classes ont été identifiées selon le maximum de brillance des sols observé sur une année entière :

- Forêt de feuillus, forêt mixte, lande
- Surface artificialisée, surface en eau, Surface Toujours en Herbe (STH)
- Terre labourable

Au sein des trois classes, la distinction de sous-classes a été effectuée à partir des taux de couverture des sols par la végétation et de la période pendant laquelle les sols sont couverts. Ainsi, la classe « Terre labourable » a été découpée en quatre sous-classes d'occupation du sol :

- Légumes
- Prairie et Fourrage
- Maïs
- Céréale

Les classifications ont été validées à l'aide de relevés effectués sur le terrain et de relevés spectroradiométriques. Enfin, une analyse des trajectoires temporelles des classes a été effectuée afin d'affecter définitivement chaque pixel à une classe et sous-classe selon des règles de décision : le basculement d'une classe à l'autre en dehors de la Surface Agricole Utile n'est pas autorisée si elle n'est observée que pour une année sur la période d'étude ; aucun basculement entre les classes de forêt, de surface artificialisée, de surface en eau n'a été autorisé, ces classes étant considérées comme étant en progression ; le basculement d'une classe quelconque vers la classe de surface artificialisée ou les classes de forêts est permis à condition que ce changement soit confirmé pour le reste de la période d'étude.

L'occupation et l'utilisation du sol ont ensuite été analysées par îlot parcellaire. D'un point de vue thématique, un îlot parcellaire est défini comme une unité de gestion agronomique, il est constitué d'un groupe de parcelles voisines et gérées de façon homogène sur une période donnée. Du point de vue technique, un îlot parcellaire observé par le capteur MODIS est défini comme « *une aire de surface non limitée, mais au moins égale à 1 pixel ou 6.25 ha, dominée par un type d'occupation et d'utilisation du sol* » (Lecerf, 2008). Ainsi nous considèrerons dans ce chapitre qu'un îlot parcellaire correspond à un pixel d'une classe donnée et de ses pixels voisins si ceux-ci appartiennent à la même classe.

Dans ce chapitre, nous avons utilisé les classifications issues des séries temporelles MODIS réalisées par Lecerf (2008) sur l'ensemble de la Bretagne, de l'année 2001 à 2008 (Figure 4.2). Afin d'analyser la dynamique de l'occupation du sol associée au bocage à l'échelle régionale (cf. Chapitre 1 ; § 1.3.), nous avons cherché à déterminer, à partir de ces classifications, l'évolution de la SAU (mutations des surfaces agricoles vers des espaces forestiers ou artificialisés par exemple), l'évolution de l'occupation du sol au sein de la SAU (successions de prairies et cultures), ainsi que la durée des prairies.

Tableau 4.3 – Typologie des classifications d'été des séries temporelles d'images MODIS de la Bretagne de 2001 à 2008.

Non SAU	**SAU**
Surface artificialisée	Prairie temporaire et artificielle (+ fourrage hors maïs)
Surface en eau	Surface Toujours en Herbe (STH)
Forêt de feuillus	Surface cultivée en maïs
Forêt mixte (mélange conifères feuillus)	Surface céréalière (hors maïs)
Lande	Légumes

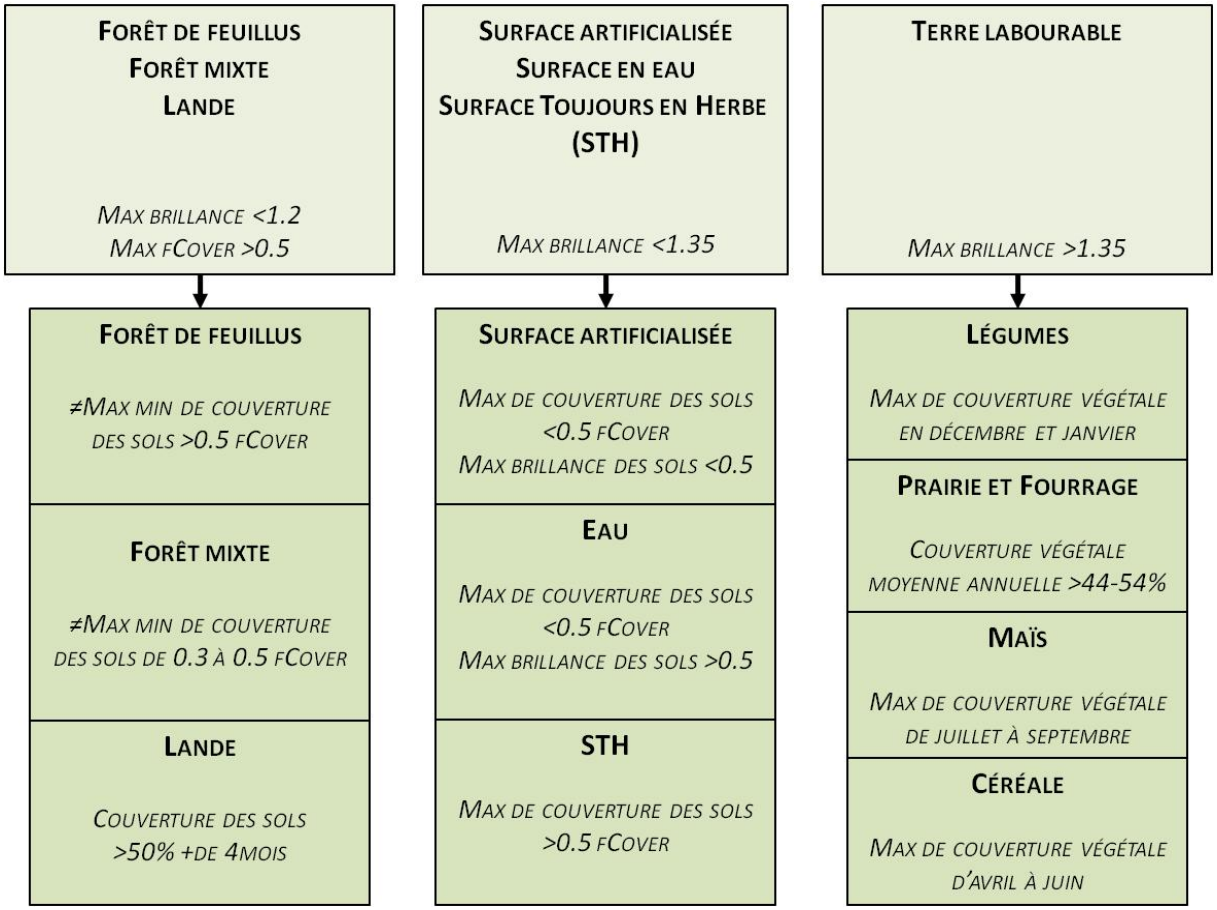


Figure 4.1 – Organigramme des classifications des séries temporelles d'images MODIS utilisant un arbre hiérarchique (Source : Lecerf, 2008).

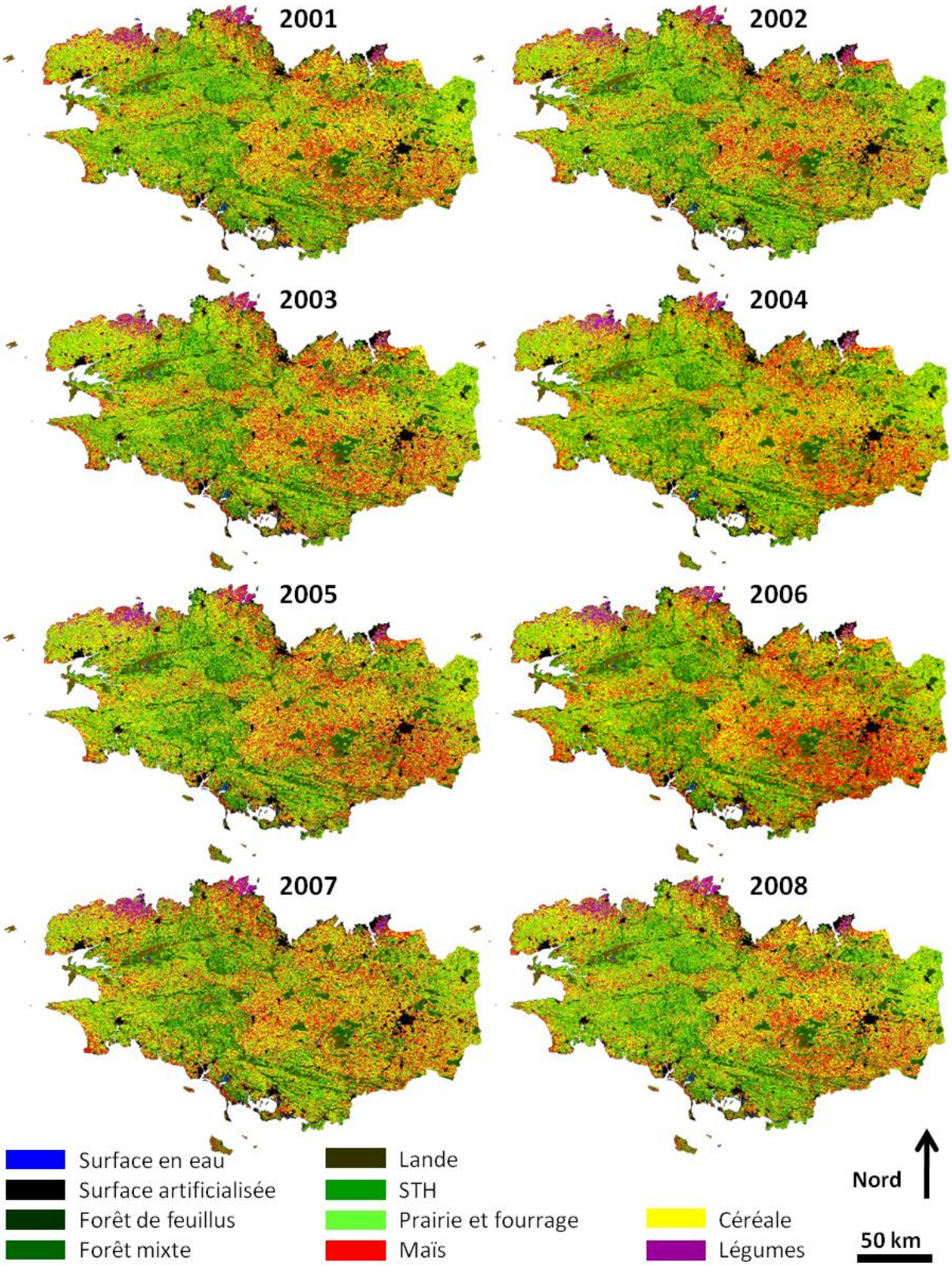


Figure 4.2 – Cartographies de l'occupation du sol en Bretagne de 2001 à 2008 à partir de la classification de séries temporelles d'images MODIS (Source : Lecerf, 2008).

4.2. Méthodologie

La méthodologie de traitement des classifications s'effectue en trois étapes (Figure 4.3) : 1- l'intégration des classifications dans un Système d'Information Géographique et leur fusion pour la constitution d'une base de données temporelle de l'occupation du sol, 2- l'extraction des successions d'occupation du sol pour la détermination de la dynamique de l'occupation du sol, 3- l'élaboration des indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage. Les traitements ont été effectués avec le logiciel Arc Gis 9.2 (ESRI Inc.).

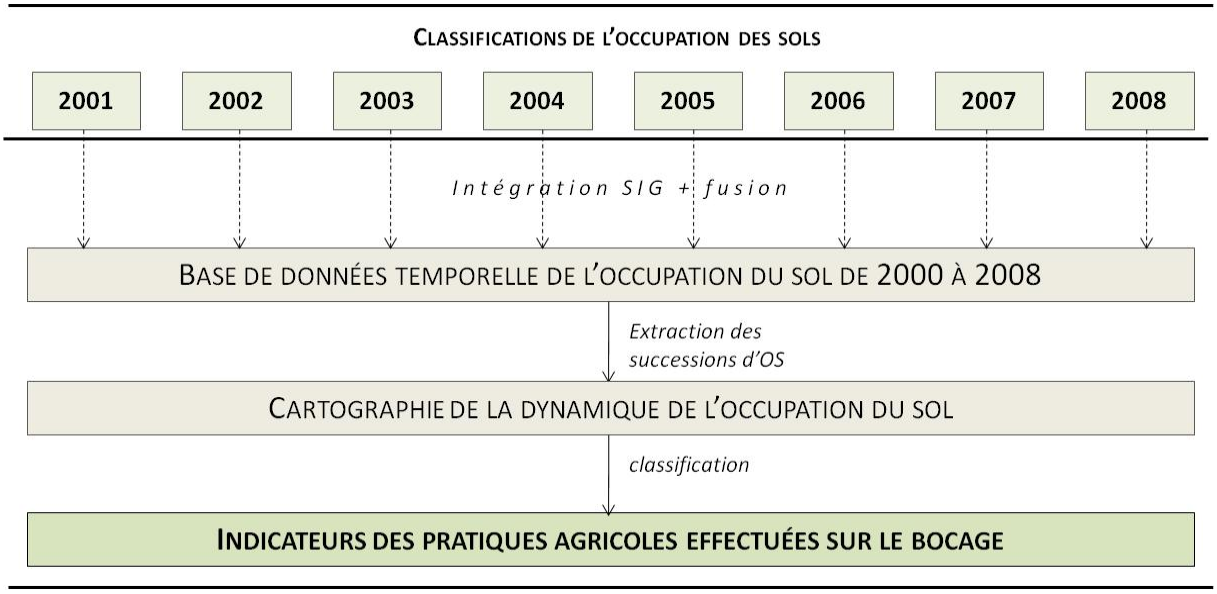


Figure 4.3 – Organigramme général résumant les principales étapes méthodologiques du traitement des classifications de l'occupation du sol effectuées à partir des images MODIS entre 2001 et 2008.

4.2.1. La fusion des classifications en une base de données temporelle

Les classifications de l'occupation du sol ont été produites en mode raster. Ce format de fichier ne permet pas d'extraire et d'analyser les informations de l'ensemble des couches de données aisément. Les classifications de l'occupation du sol sur la période 2001-2008 ont alors été vectorisées et intégrées indépendamment les unes des autres dans un Système d'Information Géographique. Puis, les classifications ont été fusionnées en une couche de données unique contenant l'ensemble des informations des classifications par îlot et par année.

4.2.2. La détermination de la dynamique d'occupation du sol

A partir de la base de données temporelle de l'occupation du sol de 2001 à 2008, les informations essentielles à la détermination de la dynamique de l'occupation du sol ont été extraites selon la méthode suivante : nous avons cherché à prendre en compte les grands types d'occupation du sol afin de procéder à la détermination des dynamiques majeures présentes sur la Bretagne. Pour cela, nous avons regroupé les classes d'occupation du sol en trois grandes catégories : prairie, culture, non SAU (Surface Agricole Utile). Les îlots ont été reclassés selon trois codes : 0 (non SAU), 5

(prairie), 7 (culture). Les informations ont ensuite été concaténées afin d'obtenir une donnée synthétique sur les successions de l'occupation du sol (Tableau 4.4), ce qui permet une bonne lisibilité de la stabilité ou du changement de l'utilisation des sols sur la période considérée. Lorsque l'on récapitule l'ensemble des types de successions présentes sur le site d'étude, on en dénombre 641.

Tableau 4.4 - Exemples de successions de l'occupation du sol extraites à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2001 et 2008.

2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Concat0108
5	5	5	5	5	5	5	5	55555555
7	7	5	7	7	7	7	7	77577777
5	7	7	7	7	5	7	7	57777577
7	7	7	7	7	7	7	5	77777775
0	0	0	0	0	0	0	0	00000000
7	7	0	0	0	0	0	0	77000000
5	5	5	0	0	0	0	0	55500000
7	7	7	7	7	7	7	7	77777777
0	0	0	0	0	0	0	0	00000000
7	7	5	7	7	7	7	7	77577777

4.2.3. L'élaboration des indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage

Les indicateurs des pratiques agricoles effectuées sur le bocage qui ont été retenus sont 1- les changements majeurs de la Surface Agricole Utile (SAU) : le passage d'un îlot de SAU en non SAU a des conséquences directes sur la présence du bocage, ces surfaces devenant le plus souvent forestières ou artificialisées, le bocage disparaît (Houet, 2006) ; 2- les successions entre cultures et prairies : les successions à dominante culturale induisent des pratiques agricoles « invasives » sur le bocage (émondage ou arasement) tandis que des successions à dominante prairiales induisent des pratiques plus respectueuses du bocage (élagage), voire une absence de gestion (Soltner, 1995 ; Thenail, Codet, 2003 ; Thenail *et al.*, 2004 ; Lotfi, 2008) ; 3- la durée des prairies : les prairies permanentes ou de longue durée favorisent le maintien d'un bocage dense, tandis que les prairies temporaires couplées avec des rotations de cultures favorisent un bocage plus épars et plus dégradé (Soltner, 1995 ; Thenail *et al.*, 2004 ; Houet, 2006).

Afin de déterminer et d'analyser ces indicateurs à partir de la base de données spatialisée décrite précédemment, nous avons classé les îlots parcellaires en différentes classes par indicateur (Tableau 4.5).

Tableau 4.5 – Les indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage déterminés à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2001 et 2008.

Changements majeurs de la SAU	Successions Cultures/Prairies	Durée des prairies
SAU → Non SAU	Prairies de 7 ou 8 ans	Prairies de 6 à 8 ans
Non SAU → SAU	Prairies de 5 ou 6 ans	Prairies de 3 à 5 ans
SAU 2001-2008	Mixte (P/C ≤ 5 ans)	Prairies de 1 à 2 ans
Non SAU 2001-2008	Cultures de 5 ou 6 ans	Pas de prairie
	Cultures de 7 ou 8 ans	

4.2.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile

Les changements majeurs de la SAU concernent les surfaces de SAU basculant en catégorie non SAU au cours du temps (par exemple l'artificialisation d'une surface agricole cultivée), ou inversement les surfaces non SAU devenant SAU (par exemple la mise en culture d'une lande ou d'une surface boisée).

Afin de déterminer les changements majeurs survenus entre 2001 et 2008, nous avons, dans un premier temps, analysé les successions de l'occupation du sol et extrait toutes les successions commençant par « 0 » (non SAU) ou finissant par « 0 ». Dans un deuxième temps, afin de savoir au profit de quel type de surfaces les changements majeurs se produisaient, nous avons réinjecté les informations détaillées de la classification d'occupation du sol en 10 classes dans la base de données. Par exemple, dans le tableau 4.4, les lignes 6 et 7 correspondent à des changements majeurs de la SAU. Dans les deux cas, des surfaces classées en « SAU » deviennent des surfaces classées en « non SAU » : dans le cas de la ligne 6, une surface cultivée quitte la SAU entre 2002 et 2003 ; dans le cas de la ligne 7, une prairie quitte la SAU entre 2003 et 2004. En introduisant l'information détaillée de la classification initiale, on constate dans ces deux exemples que les surfaces sont devenues des surfaces boisées. Ainsi, la base de données spatialisée permet de déterminer le type de changement intervenu ainsi que sa localisation.

4.2.3.2. Les successions de cultures et prairies

L'analyse des successions de cultures et prairies concerne uniquement les îlots de la SAU. Pour cela, nous avons tout d'abord extrait de la base de données les successions de l'occupation du sol ne comportant pas la classe « 0 » (non SAU). Puis nous avons analysé les successions de cultures et prairies en déterminant cinq types de successions d'occupation du sol : 1- les successions de prairies considérées ici comme permanentes (prairies de 7 ou 8 années consécutives) ; 2- les successions à dominante prairiale (prairies de 5 ou 6 années consécutives) ; 3- les successions mixtes (prairies et cultures inférieures ou égales à 4 années consécutives) ; 4- les successions à dominante culturale (cultures de 5 ou 6 années consécutives) ; 5- les successions de cultures permanentes (cultures de 7 ou 8 années consécutives).

4.2.3.3. La durée des prairies

La durée des prairies correspond à la durée maximale consécutive d'une surface en prairie durant la période de 2001 à 2008. Pour cela, nous avons tout d'abord extrait de la base de données les successions de l'occupation du sol ne comportant pas la classe « 0 » (non SAU). Puis nous avons analysé les durées consécutives des prairies en déterminant quatre grandes catégories : 1- pas de prairie ; 2- prairies de 1 à 2 ans ; 3- prairies de 3 à 5 ans ; 4- prairies de 6 à 8 ans.

4.3. Résultats

Les résultats présentent successivement l'analyse des changements majeurs de la Surface Agricole Utile, l'analyse générale de l'évolution de l'occupation du sol en Bretagne entre 2001 et 2008, des successions de cultures-prairies et de la durée des prairies. Les résultats sont présentés sous forme statistique et cartographique, à trois échelles : l'échelle régionale, l'échelle départementale et l'échelle infra-départementale autour du site de Pleine-Fougères. Afin de contextualiser la dynamique agricole du site de Pleine-Fougères par rapport à l'ensemble régional, nous avons déterminé une échelle infrarégionale couvrant 41 communes dans un rayon de 15 km autour du site de Pleine-Fougères.

4.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile

L'emprise de la SAU en 2008, qui atteint 78.8% sur l'ensemble de la Bretagne, n'est pas également répartie sur la région (Figure 4.4) : les départements d'Ille et Vilaine, des Côtes d'Armor et du Finistère ont un pourcentage de SAU supérieur à la moyenne régionale (respectivement 81.6%, 80.5%, 80.5%) tandis que le pourcentage de SAU du département du Morbihan, beaucoup plus boisé, est nettement inférieur (72.7%). Les communes du site de Pleine-Fougères sont quant à elles très largement agricoles avec un pourcentage de SAU atteignant 83.1% en 2008.

A l'échelle régionale, on observe une diminution constante de la SAU entre 2001 et 2008, le pourcentage de SAU par rapport à la surface totale passant de 82.3% à 78.8%. On observe que cette diminution concerne tous les départements bretons. Ainsi, la SAU du département d'Ille et Vilaine passe de 84% à 81.6%, celle du Morbihan de 76.9% à 72.7%, celle des Côtes d'Armor de 84.4% à 80.5% et celle du Finistère de 83.9% à 80.5%. En contrepartie, toutes les surfaces non agricoles, surfaces boisées, artificialisées et en eau, sont en constante augmentation.

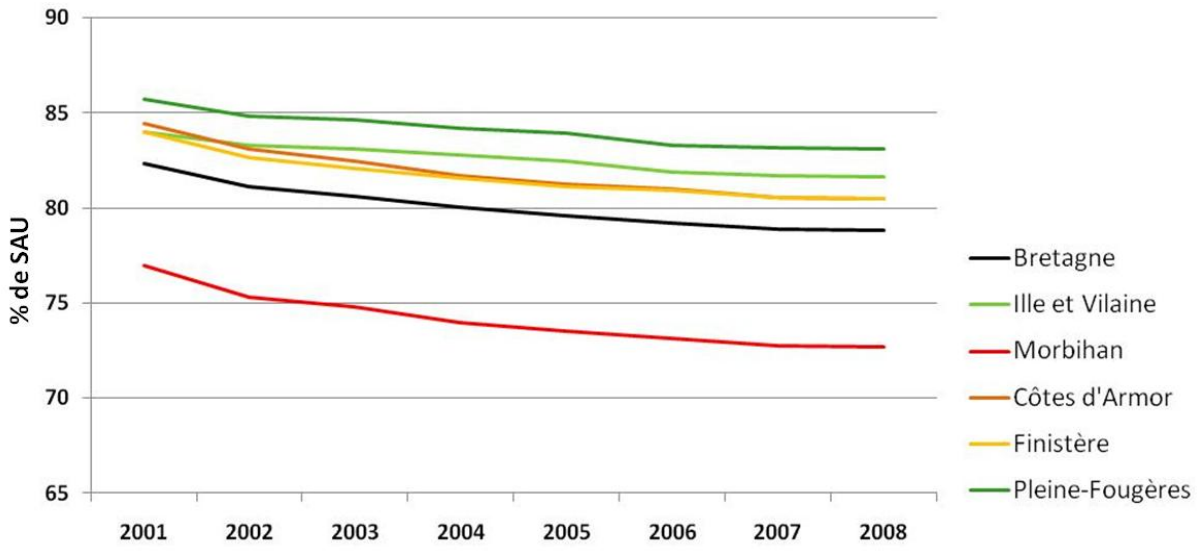


Figure 4.4 – Evolution du pourcentage de la Surface Agricole Utile par rapport à la surface totale, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en Bretagne, par département et pour les communes du site de Pleine-Fougères).

Ainsi, l'analyse des changements majeurs de la SAU à travers les successions d'occupation du sol a permis de déterminer que la SAU en Bretagne a diminué de 3.5% entre 2001 et 2008. Cette évolution s'est effectuée au profit des forêts (à 74%), des surfaces artificialisées (à 23%) et des landes (à 2%). En Ille et Vilaine, les surfaces agricoles ont diminué de 2.4% entre 2001 et 2008, au profit des forêts (à 59%), des surfaces artificialisées (à 37%) et des landes (à 4%). Dans le département du Morbihan, les surfaces agricoles ont diminué de 4.3% entre 2001 et 2008, au profit des forêts (à 74%), des surfaces artificialisées (à 23%) et des landes (à 3%). Dans le département des Côtes d'Armor, les surfaces agricoles ont diminuées de 3.9% entre 2001 et 2008, au profit des forêts (à 82%) et des surfaces artificialisées (à 18%). Dans le département du Finistère, les surfaces agricoles ont diminuées de 3.5% entre 2001 et 2008, au profit des forêts (à 80%) et des surfaces artificialisées (à 20%). Enfin concernant les communes du site de Pleine-Fougères, elles enregistrent une diminution des surfaces agricoles de 2.6% entre 2001 et 2008, au profit des forêts (à 73%) et des surfaces artificialisées (à 23%). Dans le même temps, on note la présence ponctuelle de gain de SAU, soit des surfaces passées de la classe « non SAU » à « SAU » entre 2001 et 2008. Ces surfaces représentent 956 ha sur l'ensemble de la Bretagne, soit 0.03% de la surface totale et 0.04% de la SAU de 2008. L'ensemble des surfaces de « non SAU » devenues « SAU » au cours de la période étudiée sont constituées de forêts de feuillus et forêts mixtes transformées en surfaces en prairie (STH ou prairies temporaires et artificielles). Ces changements surviennent essentiellement dans le département des Côtes d'Armor (43%) et du Morbihan (31%), ils sont moins nombreux dans le département du Finistère (21%) et d'Ille et Vilaine (5%). Dans les Côtes d'Armor, les secteurs concernés par un gain de SAU se situent essentiellement au nord des Monts d'Arrée et sur le massif de Quintin ; dans le Morbihan, les secteurs concernés sont situés entre Lorient et Pontivy.

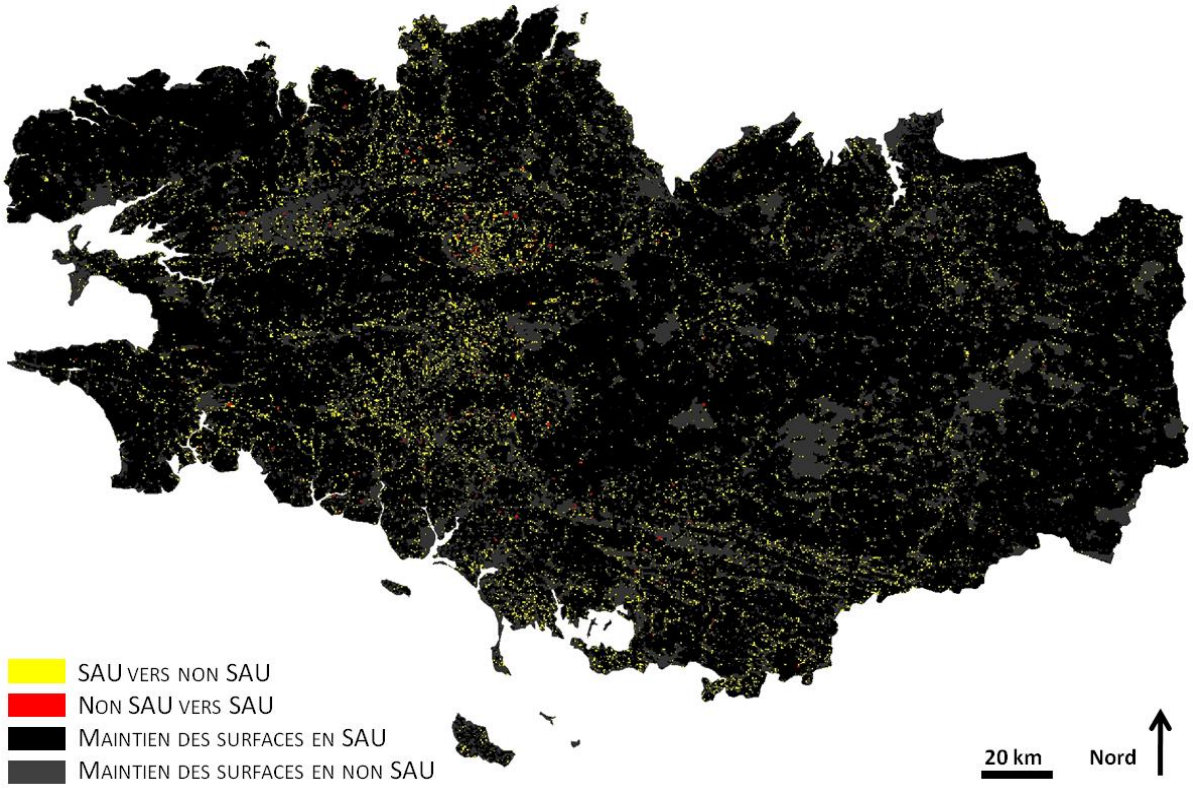


Figure 4.5 – Cartographie des changements des surfaces agricoles et non agricoles en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS.

L'analyse de la répartition spatiale de l'évolution de la SAU montre que les changements majeurs de la SAU ne sont pas répartis de manière homogène sur l'ensemble de la Bretagne (Figure 4.5). Si la majorité des mutations des surfaces agricoles s'effectue en faveur des surfaces forestières, cela s'observe particulièrement le long de l'axe Lannion – Lorient, principalement dans les Monts d'Arrée, les montagnes Noires et dans le secteur des landes de Lanvaux. Ces changements traduisent ici en majorité une déprise agricole. La perte des surfaces agricoles s'effectue aussi largement au profit des surfaces artificialisées et un phénomène d'étalement urbain s'observe autour des grandes agglomérations, notamment autour de Rennes, Vannes, Lorient, Quimper, Brest, Lannion, Saint-Brieuc et le long du littoral morbihannais.

4.3.2. L'évolution de l'occupation du sol en Bretagne entre 2001 et 2008

L'évolution de l'occupation du sol en Bretagne entre 2001 et 2008 ne montre pas de changements majeurs (Figures 4.6 et 4.7).

A l'échelle régionale comme à l'échelle des quatre départements bretons, les surfaces cultivées constituent une part importante de l'occupation du sol : En moyenne, la SAU représente pour la période 2001-2008 80% de la surface totale de la région, les moyennes minimale et maximale à l'échelle départementale étant respectivement de 72% pour le Morbihan et de 81.5% pour l'Ille et Vilaine. Les principaux changements qui apparaissent pour ces types de surfaces sont une diminution globale des Surfaces Toujours en Herbe (18% en 2001 contre 13.5% en 2008), le maintien des prairies et fourrages sur l'ensemble de la période (24.1% en 2001 contre 24.2% en 2008), une forte augmentation des surfaces cultivées en céréales en 2006 (+3% entre 2005 et 2006) accompagnée d'une forte diminution des surfaces cultivées en maïs (-2.9% entre 2005 et 2006) ; une forte augmentation des surfaces cultivées en maïs en 2008 (+3.1% entre 2007 et 2008) accompagnée d'une forte diminution des surfaces cultivées en céréales (-2.6% entre 2007 et 2008) (Figure 4.6).

Globalement, on retrouve ces tendances sur les quatre départements bretons (Figure 4.7), les Surfaces Toujours en Herbe ont diminué de -5% en Ille et Vilaine, -7% dans le Morbihan, -2.6% dans les Côtes d'Armor et -3.4% dans le Finistère entre 2001 et 2008. Les surfaces en prairies et fourrages varient globalement peu au cours de la période, sauf en Ille et Vilaine entre 2001 et 2002 où ces surfaces augmentent de 8% au détriment des surfaces en maïs et entre 2005 et 2006 les prairies et fourrages diminuant de 4% au profit des surfaces cultivées en céréales. Entre 2001 et 2008, le pourcentage des surfaces en prairies et fourrages reste relativement stable : elles augmentent de 3% en Ille et Vilaine, de 0.8% dans le Morbihan, de 0.1% dans les Côtes d'Armor alors qu'elles diminuent de 3.7% dans le Finistère. Les variations des pourcentages entre les surfaces cultivées en maïs et en céréales sont globalement complémentaires, une diminution de l'un entraîne une augmentation de l'autre.

Enfin, sur l'ensemble de la période étudiée, on note une augmentation constante des surfaces boisées et artificialisées. Les surfaces en eau, les landes et les cultures légumières, quant à elles, restent stables.

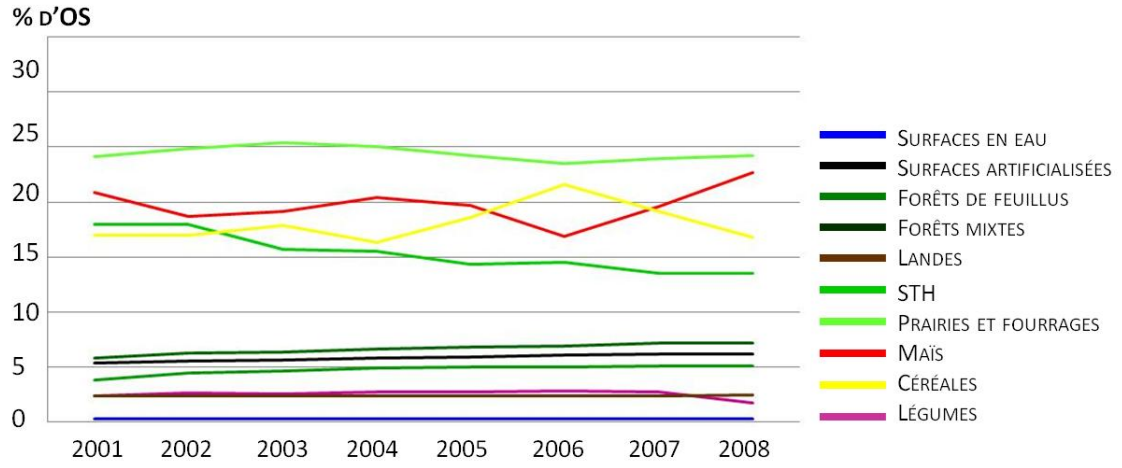


Figure 4.6 - Evolution de l'occupation du sol en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en pourcentage d'occupation du sol).

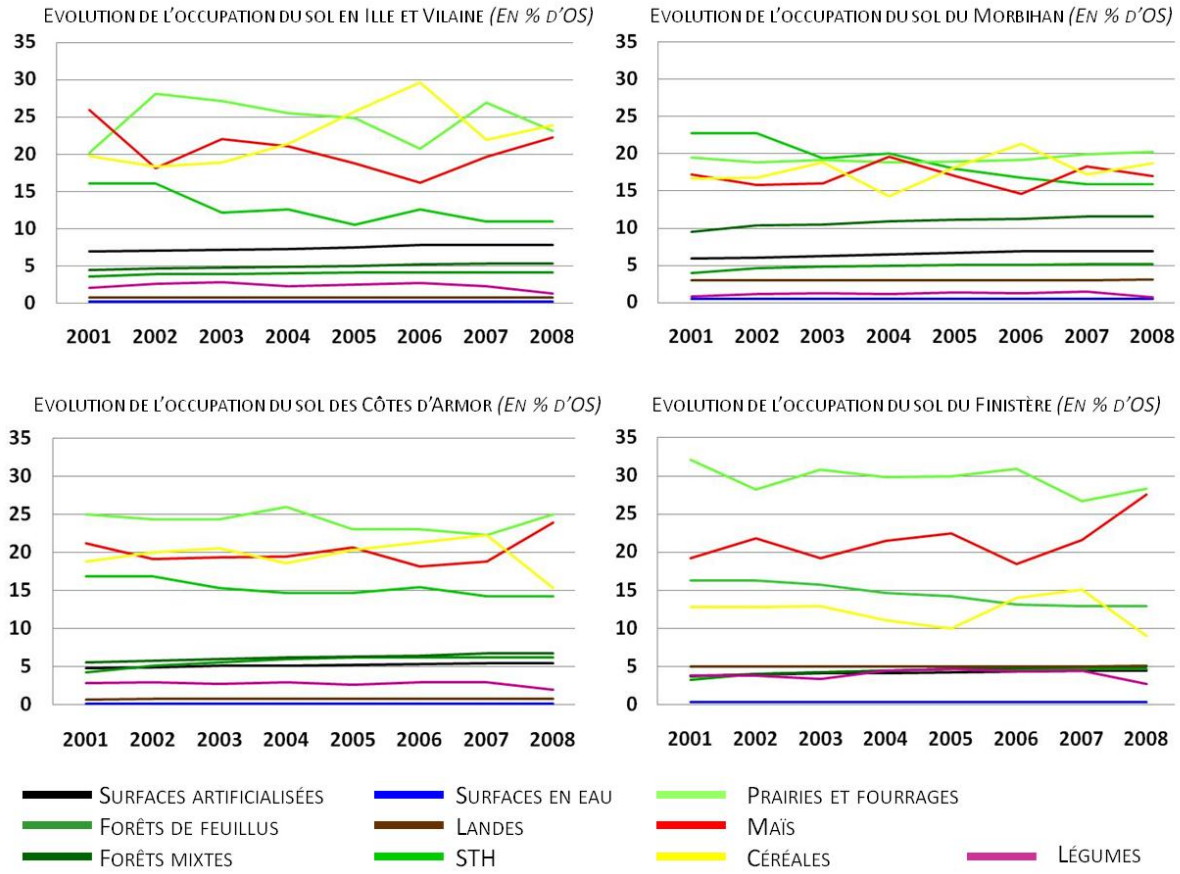


Figure 4.7 - Evolution de l'occupation du sol en Bretagne, par département, entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en pourcentage d'occupation du sol).

4.3.3. Les successions de cultures et prairies

Le tableau 4.6 présente les résultats statistiques de la classification des cinq grands types de successions de cultures et prairies sur l'ensemble de la Bretagne qui ont été déterminés à partir des classifications des séries temporelles MODIS.

Tableau 4.6 – Résultats statistiques de la classification des successions de l'occupation du sol (en pourcentage de la Surface Agricole Utile).

	Bretagne	**Ille et Vilaine**	**Morbihan**	**Côtes d'Armor**	**Finistère**	**Pleine-Fougères**
Prairies de 7 à 8 ans	27.5	21.6	30	25.9	32.9	27
Prairies de 5 à 6 ans	14.2	14.2	14	13.9	14.4	13.7
Mixte (P/C)	15.1	17.3	15.2	15	13.3	16.5
Cultures de 5 à 6 ans	14.7	16.8	12.8	15.9	12.8	11.9
Cultures de 7 à 8 ans	28.5	30.1	28	29.3	26.6	30.9

Les successions de prairies permanentes en Bretagne représentent 27.5% de la SAU entre 2001 et 2008, contre 14.2% pour les successions à dominante prairiale, 15.1% pour les successions mixtes, 14.7% pour les successions à dominante culturale et 28.5% les successions de cultures permanentes. Au total, on observe une proportion de surfaces à dominante prairiale ou culturale comparable : les surfaces à dominante prairiale (prairies de 5 ans et plus) représentent 41.7% de la SAU entre 2001 et 2008 contre 43.2% pour les surfaces à dominante culturale (cultures de 5 ans et plus). A l'échelle départementale, on observe que l'Ille et Vilaine et les Côtes d'Armor possèdent plus de surfaces à dominante culturale que la moyenne régionale (respectivement 46.9% et 45.2%, de la SAU), tandis que les départements du Morbihan et du Finistère possèdent plus de surfaces à dominante prairiale que la moyenne régionale (respectivement 44% et 47.3%, de la SAU). Les pourcentages des types de succession des communes du site de Pleine-Fougères sont proches des statistiques de l'ensemble de la Bretagne, les successions à dominante prairiale représentant 40.7% de la SAU, contre 42.8% pour les surfaces à dominante culturale.

La figure 4.8 illustre la répartition spatiale des successions de l'occupation des sols agricoles en Bretagne entre 2001 et 2008. Les prairies (*cultures*) de 7 à 8 ans ont été regroupées avec les prairies (*cultures*) de 5 à 6 ans pour former la classe de successions à dominante prairiale (*culturale*). La répartition spatiale de ces surfaces n'est pas homogène dans le paysage breton : les principales zones culturales se situent en centre-Bretagne, le long du littoral nord entre Lannion et la Baie du Mont-Saint-Michel, le long des littoraux nord et sud du Finistère ainsi que dans le sud-est de l'Ille et Vilaine. Les principales zones dominées par les surfaces en prairies se situent essentiellement autour des Monts d'Arrée, des montagnes Noires, des landes de Lanvaux, de Brest et de Quimper et dans le nord-est de l'Ille et Vilaine.

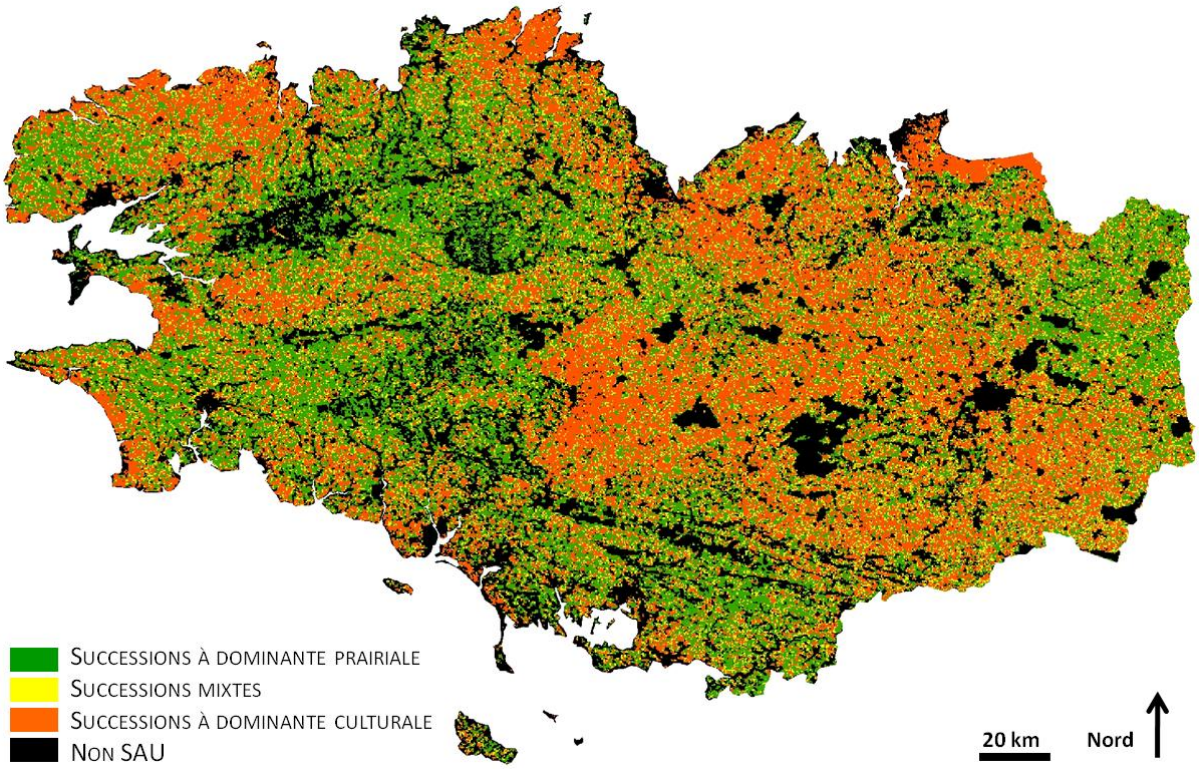


Figure 4.8 – Cartographie des successions culturales et prairiales en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS.

Cette cartographie des successions culturales est très corrélée avec la carte de la figure 4.5 qui illustre les pertes de SAU durant la période 2001 – 2008. Ainsi, la majorité des mutations de SAU vers non SAU se situent au sein des espaces déterminés ici comme étant à dominante prairiale (Figure 4.9). On observe que la perte de SAU au profit de la forêt s'effectue majoritairement sur des surfaces à dominante prairiales ou de prairies permanentes laissées à l'abandon. Cette dynamique traduit alors une déprise agricole. De plus, les surfaces à dominante prairiale sont plus favorables à la présence et au maintien d'un bocage dense, alors que les surfaces à dominante culturale constituent plutôt des espaces ouverts avec peu de bocage ou des haies dégradées. Alors, la cartographie de la figure 4.8 pourrait correspondre à un indicateur de la densité du bocage dans le paysage en Bretagne.

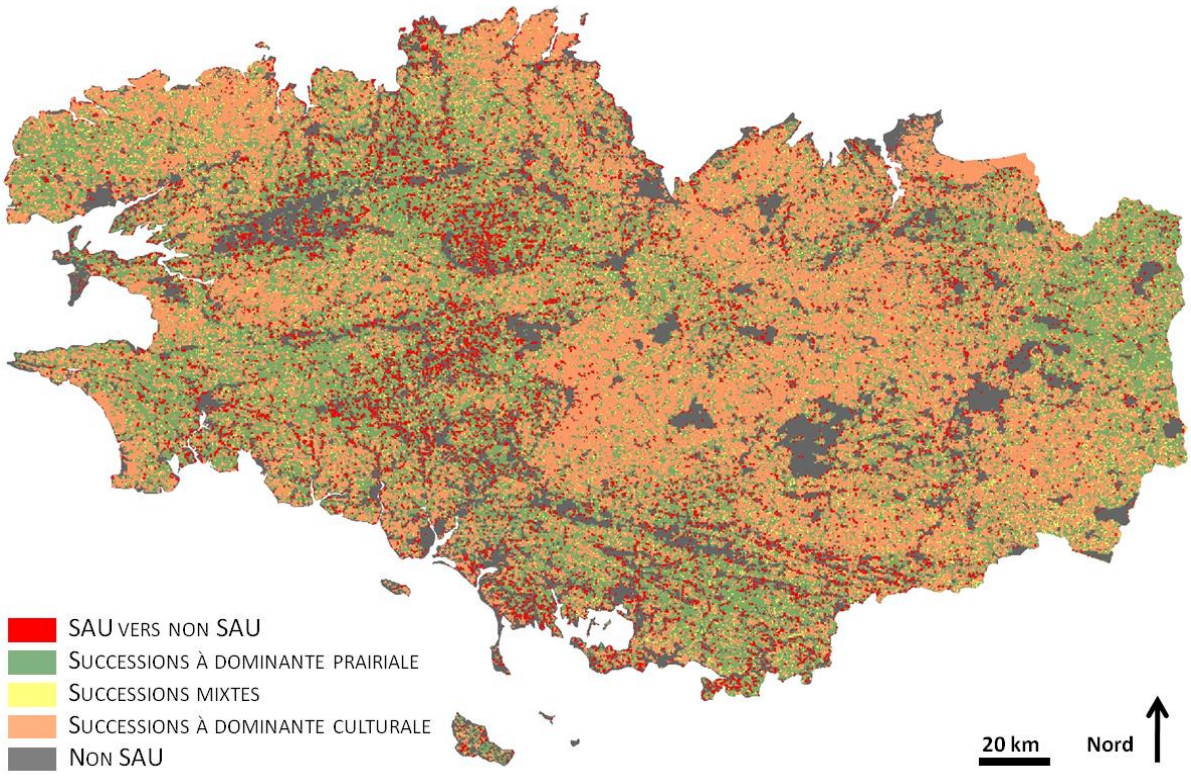


Figure 4.9 – Cartographie des successions culturales et prairiales en Bretagne combinée aux pertes de SAU entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS.

4.3.4. La durée des prairies

A l'échelle régionale, les prairies de 6 à 8 ans représentent 27.8% de la SAU, les prairies de 3 à 5 ans 17.2%, les prairies de 1 à 2 ans 34.6% et les surfaces agricoles jamais en prairie 20.4% (Tableau 4.7). Les départements d'Ille et Vilaine et des Côtes d'Armor comptent moins de surfaces agricoles en prairie de 6 à 8 ans que la moyenne régionale (respectivement 22.1% et 26.4%) et plus de surfaces en prairies de 1 à 2 ans ou jamais en prairie (respectivement 38.8%, 35.3% et 20.9%, 21.2%). A l'inverse, les départements du Morbihan et du Finistère comptent plus de surfaces en prairies de 6 à 8 ans que la moyenne régionale (respectivement 29.8% et 33.3%). Le département du Finistère compte également moins de surfaces jamais en prairie (toujours en culture) que la moyenne régionale (18.4%). Les communes du site de Pleine-Fougères sont globalement assez représentatives de l'ensemble régional, les surfaces en prairies de 6 à 8 ans représentent 28.2% de la SAU, les surfaces en prairies de 3 à 5 ans représentent 19.2% de la SAU, en revanche les surfaces jamais en prairie (toujours en culture) représentent 24.4% de la SAU, ce qui est supérieur à la moyenne régionale.

On observe là encore que les types de prairies ne sont pas répartis de manière homogène dans le paysage régional (Figure 4.10). On retrouve l'organisation spatiale des cartes précédentes, avec des secteurs très extensifs (prairies de 6 à 8 ans) autour des Monts d'Arrée et des montagnes Noires, ainsi que dans le secteur des landes de Lanvaux, dans le nord-est de l'Ille et Vilaine et sur les hauteurs de la Baie du Mont-Saint-Michel. Les secteurs aux prairies permanentes abondantes sont également riches en surfaces prairiales de 3 à 5 ans. Ces espaces s'étendent des Monts d'Arrée vers

la pointe du Finistère nord et des montagnes Noires vers la pointe du Finistère sud. Au sud des landes de Lanvaux les prairies permanentes sont également couplées avec les prairies de 3 à 5 ans jusqu'au bord du littoral morbihannais. Enfin, dans le nord-est de l'Ille et Vilaine, les prairies permanentes sont également couplées avec les prairies de 3 à 5 ans. Les espaces qui apparaissaient à dominante culturale sur la figure 4.10 sont ici occupés par les prairies de 1 à 2 ans ou une absence totale de prairie. Ils sont localisés au centre de la Bretagne, sur le littoral Nord de Lannion à la Baie du Mont-Saint-Michel, ainsi que sur le littoral du Finistère nord.

Tableau 4.7 – Résultats statistiques de la classification de la durée des prairies (en pourcentage de la Surface Agricole Utile).

	Bretagne	**Ille et Vilaine**	**Morbihan**	**Côtes d'Armor**	**Finistère**	**Pleine-Fougères**
Prairies de 6 à 8 ans	27.8	22.1	29.8	26.4	33.3	28.2
Prairies de 3 à 5 ans	17.2	18.2	17.9	17.1	15.5	19.2
Prairies de 1 à 2 ans	34.6	38.8	31.2	35.3	32.8	28.2
Pas de prairie	20.4	20.9	21.1	21.2	18.4	24.4

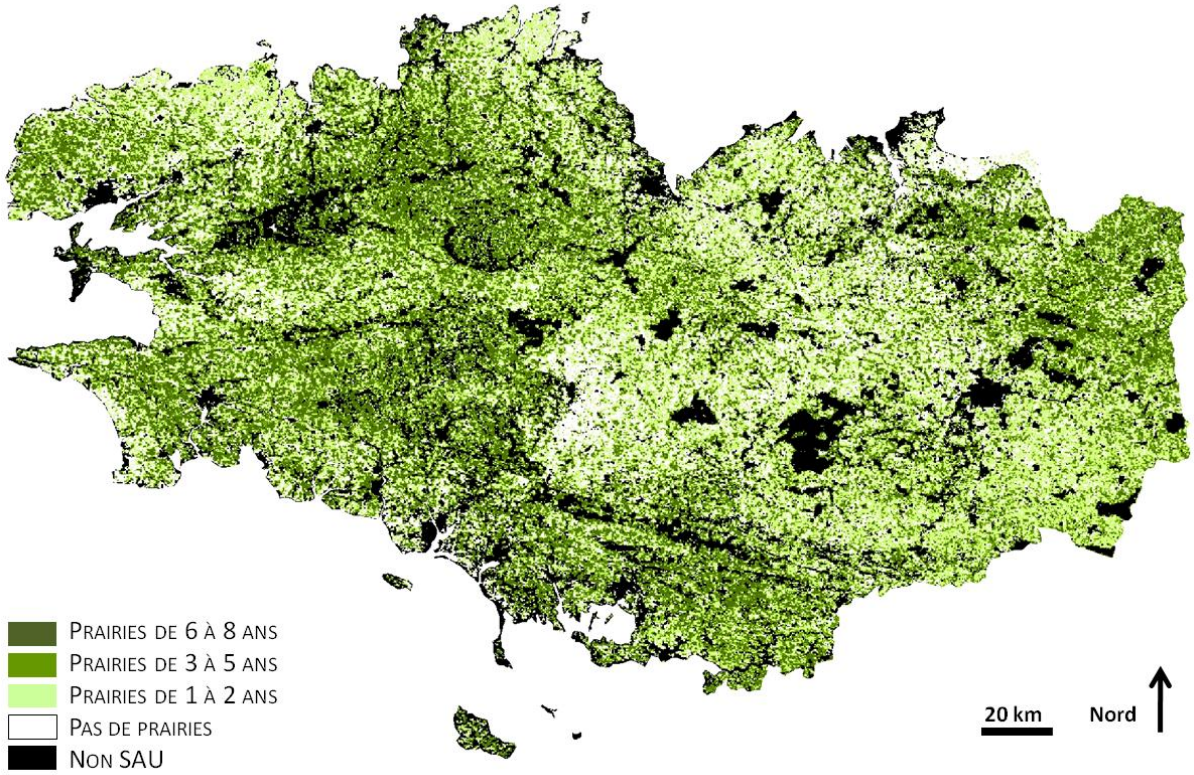


Figure 4.10 – Cartographie de la durée des prairies en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS.

4.4. Discussion

Les classifications des séries temporelles d'images MODIS ont permis de déterminer les espaces agricoles ayant subi de profonds changements (déprise agricole, étalement urbain, etc.), d'analyser l'évolution de l'occupation du sol agricole en Bretagne entre 2001 et 2008, de déterminer les grands types de successions de l'occupation du sol et de déterminer la durée des prairies au sein de la Surface Agricole Utile. Les analyses statistiques et spatiales de ces trois indicateurs de la dynamique de l'occupation du sol ont permis de montrer les différences qui existent entre les départements bretons et au sein du territoire agricole dans son ensemble. Ainsi, il se dégage deux grands types d'espaces, 1- les zones les plus intensives situées principalement en centre Bretagne, le long du littoral Nord entre Lannion et la Baie du Mont-Saint-Michel, ainsi que le littoral du Finistère nord ; 2- les espace agricoles extensifs situés principalement aux alentours des Monts d'Arrée, des montagnes Noires, dans le secteur des landes de Lanvaux et dans le nord-est de l'Ille et Vilaine. Les zones les plus intensives ont une dynamique d'occupation du sol à dominante culturale. Les cultures sont présentes sur plus de cinq années consécutives et les prairies n'apparaissent qu'une ou deux années de suite. Les zones extensives au contraire ont une dynamique d'occupation du sol à dominante prairiale. Les prairies permanentes sont nombreuses et souvent agglomérées avec les prairies de plus de cinq années consécutives. Au cœur de ces espaces très extensifs, ont note une déprise agricole qui a amené à transformer des surfaces agricoles en surfaces forestières. D'autres pertes de surfaces agricoles ont été identifiées autour des agglomérations sous la forme de taches urbaines principalement.

Les informations extraites à partir des classifications des séries temporelles d'images MODIS ont permis d'effectuer un suivi à l'échelle régionale de l'occupation des sols à une résolution spatiale relativement fine (6.25 ha) si l'on considère l'étendue de la zone analysée ainsi que sa dimension temporelle. Actuellement, aucune enquête ou inventaire ne permet l'analyse de l'occupation du sol de manière spatialisée à une résolution spatiale inférieure à celle de la trame communale et à un pas de temps annuel (cf. Chapitre 2, § 2.1.). En effet, les données du RGA (Recensement Général Agricole) et les déclarations PAC (Politique Agricole Commune) sont relevées à une échelle plus fine que la résolution des images MODIS, mais elles sont restituées à une échelle communale, de plus la résolution temporelle du RGA étant de 10 ans, elle ne correspond pas à une analyse du suivi des successions de l'occupation des sols de manière précise. Seul le RPG (Registre Parcellaire Graphique) semble plus précis spatialement que la donnée MODIS. Elle manque pour le moment de profondeur temporelle pour pouvoir en effectuer une comparaison et une évaluation sur le suivi de l'occupation des sols et des successions culturales. Concernant le réseau linéaire boisé, la cartographie des haies de l'IGN, partiellement disponible actuellement, pourra également venir compléter les informations relatives à la densité de haies déduites des successions d'occupation du sol extraites à partir de la série temporelle d'images MODIS. A partir de données de télédétection, les images à haute résolution spatiale (LANDSAT TM - ETM+, SPOT 4, IRS LISS) permettent d'effectuer des classifications de l'occupation du sol à une résolution spatiale de l'ordre d'un hectare sur l'ensemble d'une région (Burel *et al.*, 2011 – DIVA-Corridor). Cependant, la phase de post-traitement est très longue et la répétitivité des données est plus faible ; la nomenclature de cette cartographie est également moins précise concernant le détail de la SAU. Les images à moyenne résolution spatiale MODIS constituent donc un bon compromis en proposant une résolution spatiale relativement fine si on considère l'étendue couverte et une résolution temporelle très fine permettant une classification précise de l'occupation des sols.

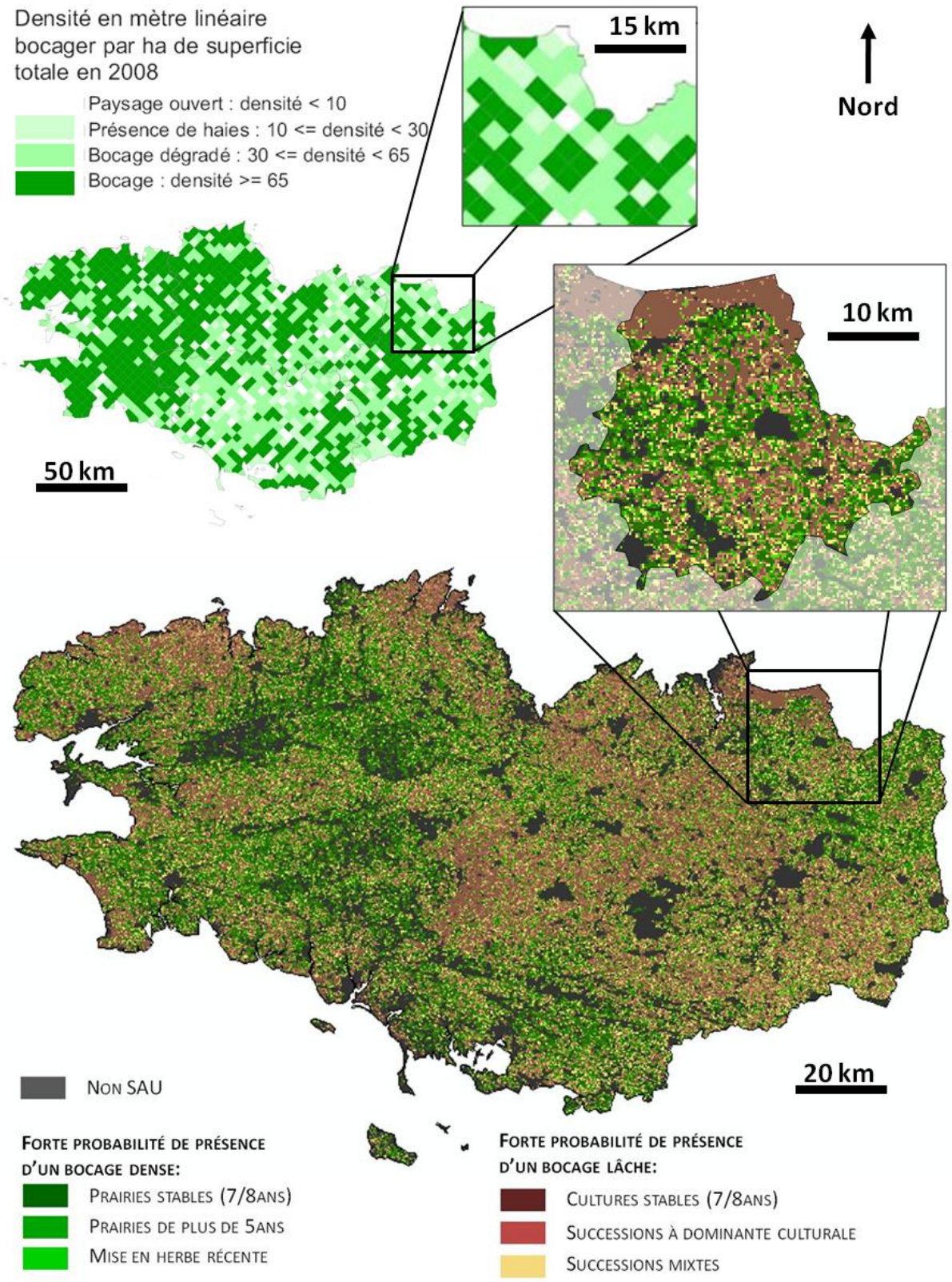


Figure 4.11 – Carte de synthèse des indicateurs dérivés des classifications des séries temporelles des images MODIS (en bas) déterminant la probabilité de densité de bocage ; comparaison avec la carte de densité bocagère de 2008 (en haut) (Sources : Agreste – DRAAF Bretagne – Enquête Régionale Haies 2008) ; à l'échelle régionale et infrarégionale autour du site de Pleine-Fougères.

La dynamique de l'occupation du sol analysée au niveau des îlots parcellaires constitue un indicateur de la densité du bocage présent dans le paysage agricole (Figure 4.11). Les indicateurs des types de successions culturales et de durées des prairies ont été synthétisés afin de déterminer la probabilité de densité de bocage présent. A l'échelle régionale, si l'on compare cette carte de synthèse avec la carte de densité bocagère proposée par l'Agreste-DRAAF, on remarque que les deux cartes sont très fortement corrélées. Seules deux zones posent problème, le nord-est du plateau du Léon et du plateau du Trégor. Il s'agit de deux espaces de cultures légumières considérées comme des paysages fermés au bocage dense selon l'Agreste-DRAAF et comme des paysages ouverts au bocage lâche selon les indicateurs dérivés des classifications des séries temporelles d'images MODIS. Or, si on observe ces deux zones à une échelle fine, à partir de l'orthophotoplan de l'IGN (2006), on constate qu'il s'agit bien de deux espaces ouverts au bocage très lâche, notamment au sud-est de Cléder (Finistère) et à la densité de bocage faible aux alentour de Ploubazlanec (Côtes d'Armor) (Figure 4.12). A une échelle plus fine, autour du site de Pleine-Fougères, la corrélation entre les deux cartes est plus difficile à établir, cependant, l'alternance de paysages ouverts et fermés semble bien représentée par les deux sources de données.

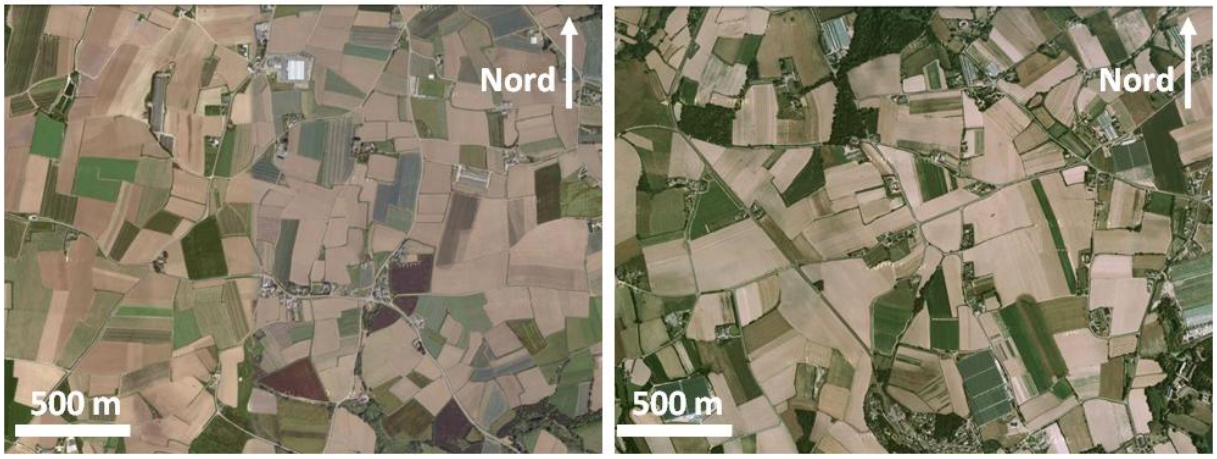


Figure 4.12 – Paysage ouvert au maillage bocager lâche au nord-est du plateau du Léon (à gauche, au sud-est de Cléder) et du plateau du Trégor (à droite, secteur de Ploubazlanec) (IGN©).

Ainsi, les espaces les plus intensifs apparaissent comme des espaces agricoles ouverts aux grandes parcelles céréalières où le bocage est absent ou présent seulement de manière ponctuelle et pouvant être accompagné de pratiques telles que l'émondage. Les espaces agricoles les plus extensifs possèdent quant à eux un bocage dense. Ces espaces subissent actuellement une déprise agricole ayant pour conséquence la diminution de la SAU au profit des espaces forestiers. Le bocage de ces espaces en mutation disparaît alors au sein des nouveaux espaces forestiers.

Les différentes échelles de restitution des analyses ont permis de déterminer des caractéristiques régionales mais aussi, de manière plus fine, des caractéristiques par département. Ainsi, le département de l'Ille et Vilaine apparait assez proche statistiquement des moyennes régionales bien que souvent un peu plus intensif comme le département des Côtes d'Armor, le plus intensif de l'ensemble de la Bretagne. Le département du Morbihan apparait plus extensif que la moyenne régionale, le plus extensif étant le département du Finistère. Les analyses ont également été effectuées sur 41 communes dans un rayon de 15 km autour du site de Pleine-Fougères. Cette échelle de restitution, plus fine que les précédentes, a permis de contextualiser le site local au sein

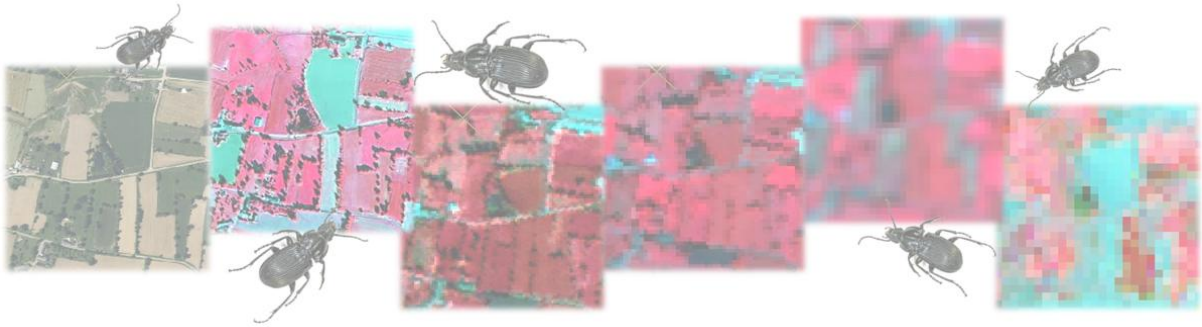
de la dynamique de l'occupation du sol au niveau régional. Il en ressort que, statistiquement, les successions de l'occupation du sol sur ces communes sont représentatives de la moyenne régionale. La répartition spatiale des espaces agricoles est bien marquée, la Baie du Mont-Saint-Michel ressort comme un espace très intensif (cultures légumières sur alluvions), tandis que les deux espaces granitiques au nord entre Dol-de-Bretagne et Pontorson et au sud entre Combourg et Antrain offrent des espaces agricoles plus extensifs où les prairies dominent au sein d'un paysage de bocage dense. Entre ces deux espaces granitiques, les espaces agricoles sur schistes sont exploités par un système de grandes cultures, le paysage est très ouvert, les parcelles sont grandes et le bocage est peu présent.

CONCLUSION

Les analyses effectuées aux échelles régionales, départementales et infra-départementales ont permis de définir le contexte agricole dans lequel le bocage et les pratiques évoluent. L'analyse, à une échelle fine, de la densité des haies dans le paysage et des types de haies sera effectuée dans le chapitre suivant en changeant d'échelle d'observation et en travaillant à partir de données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale.

CHAPITRE 5

IDENTIFICATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A HAUTE ET TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE



SOMMAIRE

INTRODUCTION 111

5.1. Evaluation des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale pour la cartographie du réseau bocager 112

5.1.1. Données 112
5.1.1.1. Les données de télédétection 112
5.1.1.2. Les données de référence 113

5.1.2. Méthodologie 115
5.1.2.1. Démarche générale : une approche contextuelle orientée-objets 116
5.1.2.2. Les prétraitements 118
5.1.2.3. La segmentation 118
5.1.2.3.1. Les tests effectués sur l'orthophotoplan 119
5.1.2.3.2. L'application à l'ensemble des images 120
5.1.2.4. La classification 123
5.1.2.5. La validation des classifications 125
5.1.2.6. Evaluation comparative de la précision des cartes obtenues par classification 127
5.1.2.6.1. A travers la quantification du linéaire bocager 127
5.1.2.6.2. A travers la localisation et la caractérisation des éléments linéaires cartographiés 128

5.1.3. Résultats 128
5.1.3.1. La précision des classifications 128
5.1.3.2. Evaluation quantitative 132
5.1.3.2.1. Résultats obtenus à partir de l'orthophotoplan 132
5.1.3.2.2. Résultats obtenus à partir de l'ensemble des données de télédétection 134
5.1.3.3. Evaluation cartographique 136

5.1.4. Discussion 139

5.2. Evaluation écologique multi-échelle des données de télédétection 142

5.2.1. Données 142
5.2.1.1. Les cartographies du réseau linéaire bocager 142
5.2.1.2. Les données biologiques 143

5.2.2. Méthodologie 144
5.2.2.1. Evaluation multiscalaire de la structure des haies 144
5.2.2.2. Analyse statistique à partir de métriques paysagères 146
5.2.2.3. Analyse statistique à partir de données biologiques 147

5.2.3. Résultats 147
5.2.3.1. Evaluation multiscalaire de la structure des haies 147
5.2.3.2. Evaluation écologique des cartographies des haies 150
5.2.3.2.1. Le *Pterostichus melanarius* 150
5.2.3.2.2. L'*Abax parallelepipedus* 150

5.2.4. Discussion 152

CONCLUSION 155

INTRODUCTION

Un état des lieux ou un suivi des paysages et éléments de paysage constituent la première étape de la plupart des études environnementales. La télédétection est un outil fréquemment utilisé pour cela, qu'il s'agisse d'effectuer le suivi de l'occupation des sols à l'échelle parcellaire (Green *et al.,* 1994 ; Aplin *et al.*, 1999 ; Corgne *et al.*, 2002 ; Griffith *et al.*, 2003 ; Loveland *et al.*, 2005 ; Smith, Wyatt, 2007), de délimiter et de caractériser des zones humides (Fuller *et al.*, 1998 ; Mérot *et al.*, 1999 ; Hubert-Moy *et al.,* 2003) ou encore de cartographier le réseau bocager (Hubert-Moy *et al.,* 1995 ; Lennon *et al.,* 2000 ; Tansey *et al.,* 2009 ; Sheeren *et al.,* 2009, Aksoy *et al.,* 2010). Cependant, la grande diversité d'images de télédétection provenant de capteurs aux résolutions spatiales et spectrales différentes, nécessite d'évaluer les types de données de télédétection existantes (courantes) pour identifier des éléments fins de paysage tels que les haies, afin de déterminer les données les mieux adaptées pour cela.

Les méthodologies d'extraction automatique du réseau linéaire bocager basées sur une approche par pixels se sont révélées soit peu efficaces soit trop complexes pour être reproductibles. Les méthodes orientées-objets ont déjà montré leur efficacité pour détecter et classer des objets fins dans des environnements complexes (Lennon *et al.,* 2000 ; Marangoz *et al.*, 2004), identifier et classer l'occupation et l'utilisation des sols en tant qu'éléments de paysage (Burnett, Blaschke, 2003 ; Corbain *et al.,* 2004 ; Whiteside, 2005 ; Whiteside, Ahmad, 2005 ; Blaschke *et al.,* 2005). Ce type de méthode fait aujourd'hui l'objet d'évaluations pour l'extraction automatique du réseau linéaire bocager (Tansey *et al.,* 2009 ; Sheeren *et al.,* 2009, Aksoy *et al.,* 2010). Ce travail a pour objectif de contribuer aux recherches actuellement en cours sur cette question. Dans ce contexte, nous avons choisi délibérément de ne pas développer de nouveaux procédés d'extraction automatique du réseau bocager à partir d'images de télédétection, mais plutôt d'exploiter au mieux les techniques existantes afin de concentrer notre attention sur l'évaluation comparative du contenu des images de télédétection disponibles pour identifier ce type de structures paysagères. Par ailleurs, les classifications issues du traitement d'images de télédétection sont souvent utilisées pour produire des statistiques ou des cartographies sur l'occupation des sols. Ces cartes servent souvent de base dans le cadre d'études environnementales, en écologie du paysage par exemple (Burnett, Blaschke, 2003 ; Groom *et al.*, 2006 ; Rocchini *et al.*, 2007 ; Burel *et al.*, 2011). Ainsi, les cartographies du réseau bocager sont utilisées pour évaluer le rôle des haies sur l'érosion des sols, le climat local ou encore sur la biodiversité. Il apparaît donc intéressant de se poser la question de la signification et de l'information contenue dans ces cartes utilisées dans le cadre d'études environnementales.

Dans ce contexte, l'objectif défini dans ce chapitre est triple: 1- mettre en œuvre une méthode générique d'extraction des haies dans le cadre d'une analyse environnementale de paysages (état des lieux, suivi) ; 2- évaluer le potentiel de données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale pour la cartographie des haies en Bretagne ; 3- évaluer la signification des cartographies dérivées de ces données du point de vue écologique.

Dans ce chapitre, nous aborderons successivement l'évaluation des données de télédétection à haute résolution spatiale (HRS) et très haute résolution spatiale (THRS) pour la cartographie du réseau bocager en appliquant une méthode de classification reposant sur une approche orientée-objets et nous procéderons ensuite à l'évaluation écologique multi-échelle des cartographies précédemment obtenues à partir du traitement des données de télédétection.

5.1. Evaluation des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale pour la cartographie du réseau bocager

Ce sous-chapitre s'articule en trois parties : la première présente les caractéristiques des données de télédétection ainsi que des données de référence utilisées ; la deuxième expose la démarche méthodologique appliquée, puis les étapes de traitement des images mises en œuvre (segmentation, classification, validation) ; enfin, la troisième détaille les résultats quantitatifs et qualitatifs des cartes produites.

5.1.1. Données

Deux types de données ont été utilisés pour réaliser la cartographie du réseau bocager : des images de télédétection à haute et très haute résolution spatiale d'une part, des données de références pour la calibration et la validation des classifications produites d'autre part.

5.1.1.1. Les données de télédétection

Les données de télédétection utilisées sont des données spatiales et aéroportées, choisies pour couvrir un large panel de résolutions spatiales (Tableau 5.1 – Figure 5.1). La résolution spatiale de ces images varie de 0.5 mètres (orthophotoplan) à 23 mètres (IRS P6 LISS III). Le nombre de bandes spectrales varie d'une seule bande (panchromatique de l'orthophotoplan) à trois (ASTER VNIR) ou quatre bandes multispectrales (KOMPSAT II, SPOT 5, IRS P6 LISS III). Ces bandes sont toutes situées dans le domaine optique. L'ensemble des données ont été acquises durant la saison phénologique des arbres, entre les mois de mai et septembre, de 2002 à 2008.

Tableau 5.1 – Caractéristiques des images de télédétection utilisées.

	Ortho--photoplan	**KOMPSAT II**		**SPOT 5**		**ASTER VNIR**	**IRS P6 LISS III**
Date	Eté 2002	28/09/2008		24/09/2002		09/09/2004	27/05/2005
Résolution spatiale (m)	0.5	1	4	5	10	15	23
Bandes spectrales (µm)	Panchro--matique	0.5 – 0.9	0.45–0.52 0.52–0.60 0.63–0.69 0.76–0.90	0.5–0.9	0.51–0.73 0.61–0.68 0.78–0.89 1.58–1.75	0.52–0.60 0.63–0.69 0.78–0.86	0.52–0.59 0.62–0.68 0.77–0.86 1.55–1.70

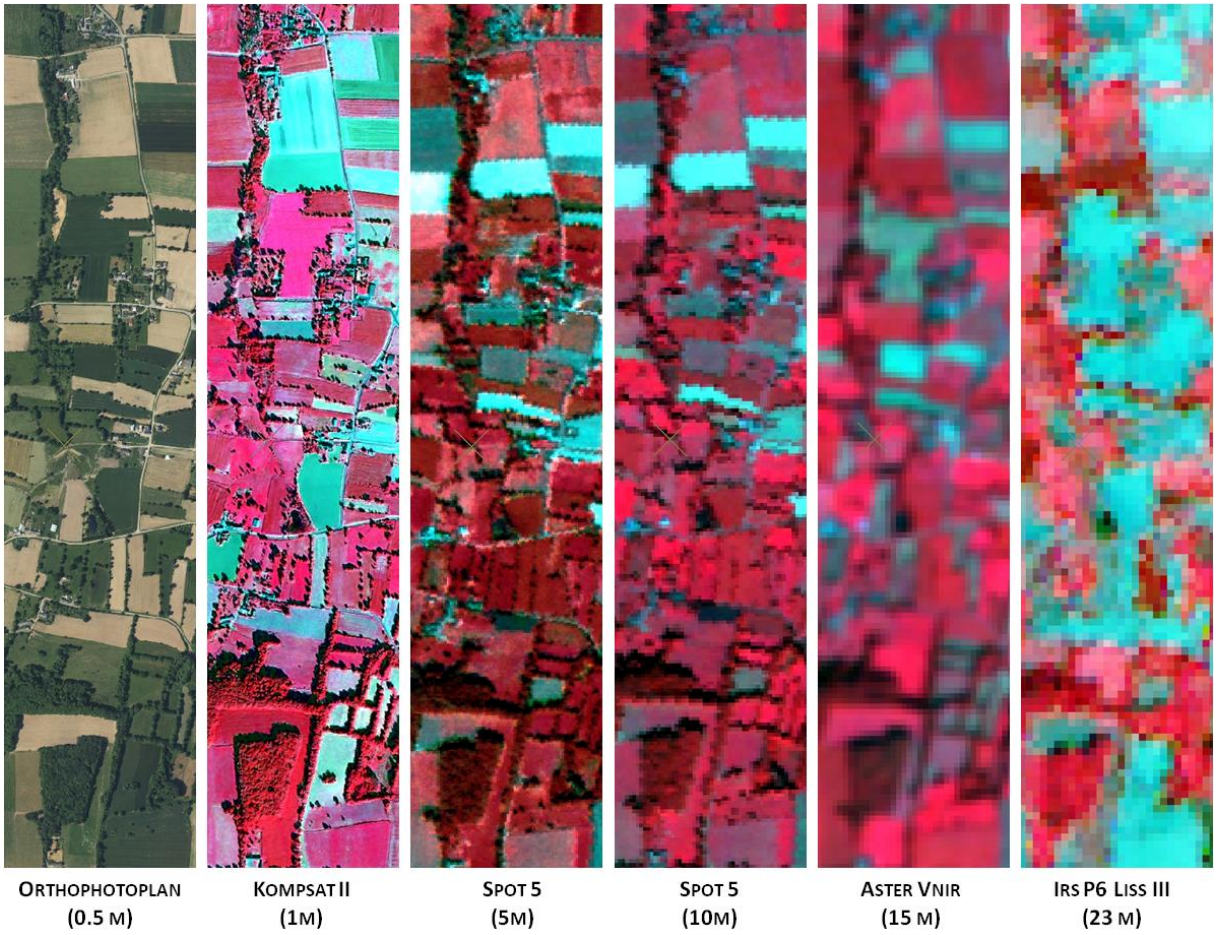


Figure 5.1 – Compositions colorées des données de télédétection (composition colorée en vraies couleurs pour l'orthophotoplan et en fausses couleurs pour le reste des données).

5.1.1.2. Les données de référence

Les données de référence sont constituées de photographies aériennes d'une part et de cartographies d'autre part (Tableau 5.2 – Figure 5.2). Les photographies aériennes sont de deux types :

- les orthophotoplans de l'Institut Géographique National (IGN) des années 2002 et 2006 ;
- les photographies aériennes acquises à partir de vols ULM annuels, géoréférencées et mosaïquées (BD Pleine-Fougères) des années 2004, 2005 et 2008.

Les cartographies de référence sont constituées de cartes du réseau de haies numérisées manuellement à partir des photographies aériennes mentionnées ci-dessus (Tableau 5.2 - Figure 5.3). La numérisation a été effectuée sur l'ensemble du site d'étude pour l'année 2006 (BD Pleine-Fougères) et a été remise à jour sur les sous-sites A, B et C pour les années 2002, 2004, 2005 et 2008. Il existe ainsi une cartographie de référence correspondant à chacune des dates des images à traiter. La numérisation a été réalisée en mode vectoriel, à partir d'objets de type polylignes, avec le logiciel Arc Gis 9.2 (ESRI Inc.).

Tableau 5.2 – Caractéristiques des données de référence.

	Photographies aériennes			**Cartographies**
Type	Orthophotoplan	Vols ULM	**Type**	haies
Résolution spatiale (m)	0.5	0.5 à 1	**Mode de représentation**	Polylignes (vecteur)
Résolution spectrale	Panchromatique	Panchromatique	**Méthodologie**	Numérisation manuelle
Date	2002 - 2006	2004 -2005 - 2008	**Date**	2002 - 2004 – 2005 - 2006 - 2008

ORTHOPHOTOPLAN 2002 | VOL ULM 2004 | VOL ULM 2005 | ORTHOPHOTOPLAN 2006 | VOL ULM 2008

Figure 5.2 – Photographies de référence : extrait des orthophotoplans (2002 – 2006) et des photographies aériennes mosaïquées des vols ULM (2004 – 2005 – 2008).

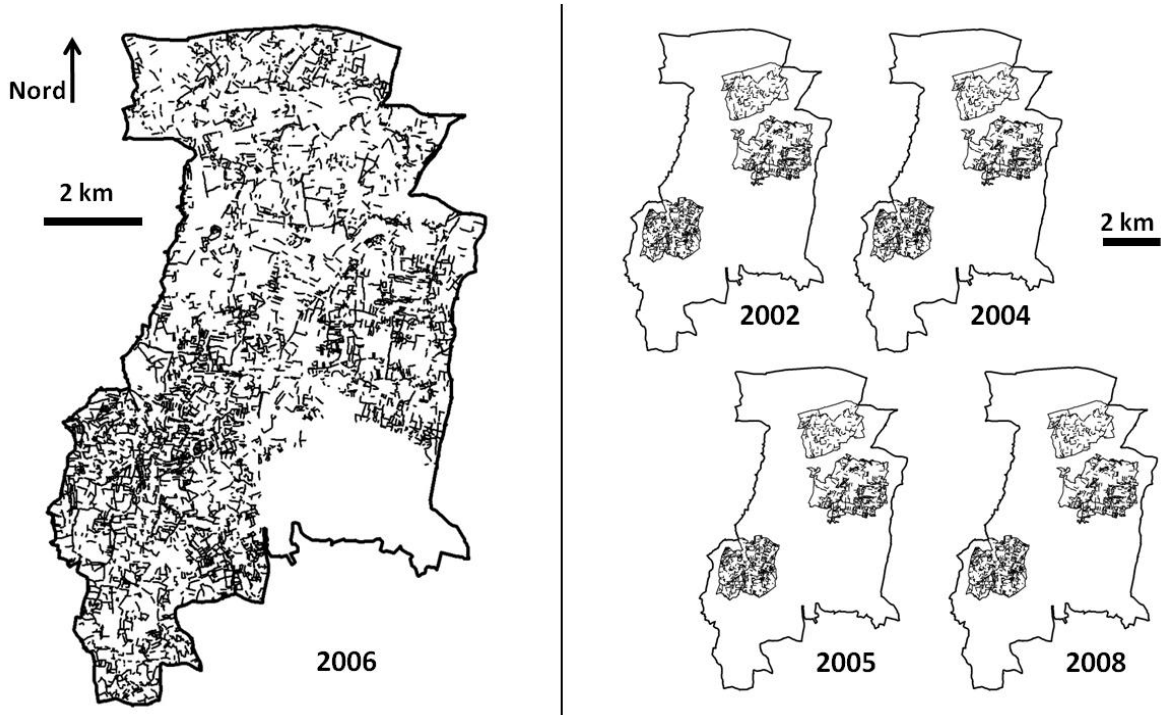


Figure 5.3 – Cartes de référence des haies numérisées manuellement : à gauche la carte de 2006 couvre l'ensemble du site d'étude ; à droite, les carte des haies de 2002, 2004, 2005 et 2008 couvrent les sous-sites A, B et C de Pleine-Fougères.

5.1.2. Méthodologie

La démarche retenue pour traiter les images à haute et très haute résolution spatiale repose sur une approche contextuelle orientée-objets. Elle s'organise en plusieurs étapes successives comprenant des prétraitements, une segmentation, une classification, ces deux dernières faisant l'objet d'une étape de validation (Figure 5.4). Les traitements ont été effectués avec les logiciels eCognition 5.0 (Definiens Imaging, Munich) et Arc Gis 9.2 (ESRI Inc.).

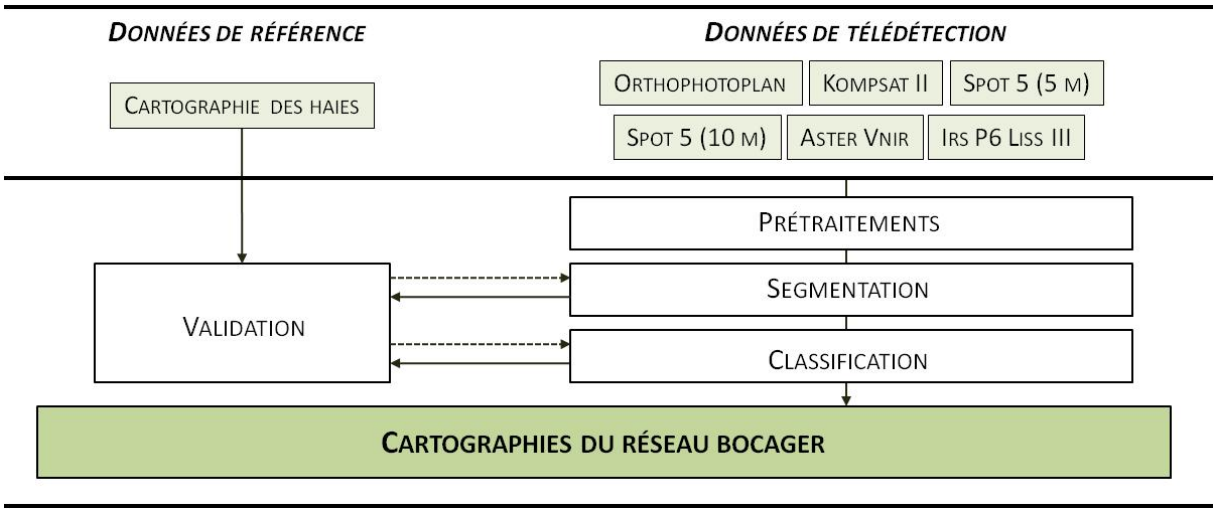


Figure 5.4 – Organigramme de traitement des images de télédétection.

5.1.2.1. Démarche générale : une approche contextuelle orientée-objets

L'approche orientée-objets repose sur une analyse contextuelle des images qui s'organise en deux étapes principales : une phase de segmentation, puis une phase de classification. La segmentation d'une image consiste à traiter cette image non plus à partir du pixel comme élément de base mais à partir d'objets comportant des attributs propres, des liens hiérarchiques et permettant alors une analyse contextuelle des objets de l'image (Burnett, Blaschke, 2003 ; Benz *et al.,* 2004; Flanders *et al.* 2003; Hay *et al.* 2003).

La phase de segmentation permet de constituer des objets à partir des pixels d'une image numérique. Elle peut s'effectuer à un seul niveau d'objets ou dans certains cas sur plusieurs niveaux d'objets emboîtés avec des liens hiérarchiques (Figure 5.5). Tous les objets d'un même niveau de segmentation ont une dimension semblable et possèdent des attributs topologiques propres. Ils sont spatialisés, connaissent leur dimension, leur étendue, les attributs de leurs objets voisins proches ou éloignés, … A partir de ce niveau de segmentation il est possible de constituer un niveau supérieur ou inférieur comportant des objets plus fins ou plus grossiers par agrégation ou désagrégation des objets du premier niveau de segmentation. Ainsi, on obtient une segmentation composée de plusieurs niveaux de résolution différente imbriqués les uns dans les autres. Les différents niveaux sont interdépendants et comportent des liens de connaissance topologique des objets plus petits qui les composent (objets « enfants ») et des objets plus grands auxquels ils appartiennent (objets « parents ») (Figure 5.5). Il existe des liens de hiérarchie aussi bien horizontaux que verticaux pour l'ensemble des niveaux de segmentation constitués.

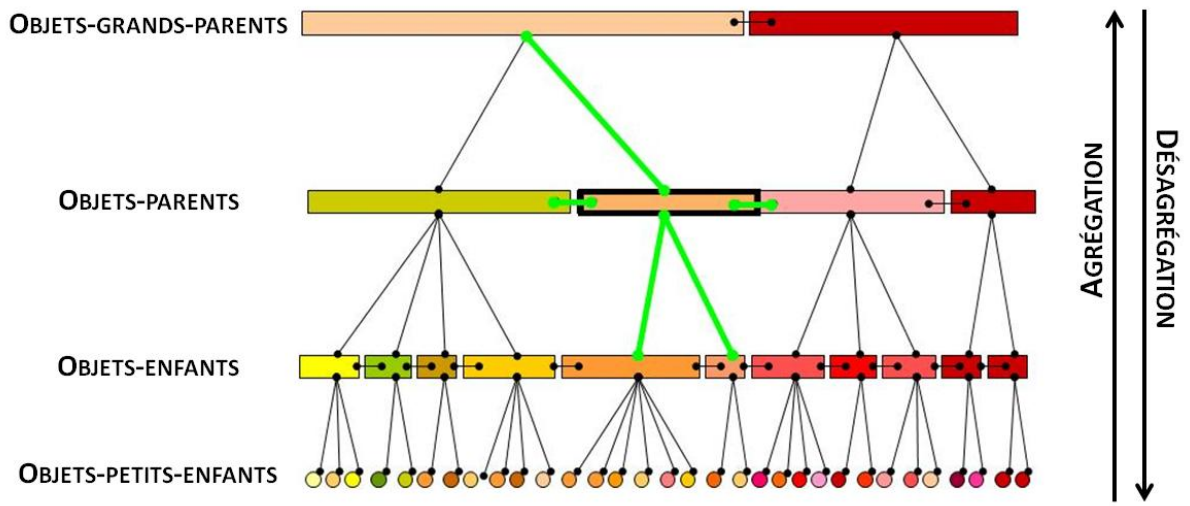


Figure 5.5 – Liens de hiérarchie entre les niveaux de segmentation et les objets qui les composent (D'après Baatz *et al.*, 2004).

Sur le plan technique, les objets sont créés à partir des pixels lors de la phase de segmentation. La segmentation consiste à regrouper des pixels déterminés comme semblables selon des critères définis. La méthode de segmentation utilisée dans ce travail est une segmentation multi-résolution. Les critères de la segmentation utilisés sont l'échelle, la réflectance, la forme, la compacité et le lissage (Figure 5.6). Le premier critère à déterminer est celui de l'échelle, c'est-à-dire

le niveau d'agrégation des pixels souhaités. Plus le facteur d'échelle est grand, plus les objets créés sont grands ; inversement, plus le facteur d'échelle est petit, plus la taille des objets se rapproche de la taille du pixel. Le deuxième critère à déterminer est le poids des facteurs de réflectance et de forme. Ces deux critères sont associés, le poids de l'un détermine le poids de l'autre, la somme des deux étant égale à 100%. Si le facteur de réflectance est de 30%, alors le facteur de forme possède un poids de 70%. Le troisième critère à déterminer est le poids des facteurs de compacité et de lissage. Ces deux critères déterminent la composition du facteur de forme. Ils sont là encore associés, la somme des deux étant égale à 100%. Si le facteur de lissage est de 90%, alors le facteur de compacité est de 10%, les objets créés auront une forme lisse et arrondie. Au contraire si le facteur de compacité est de 90%, le facteur de lissage sera de 10%, alors les objets auront une forme plus compacte. Si le facteur de réflectance est de 100%, alors le facteur de forme ne sera pas pris en compte (0%) dans la segmentation, donc les composantes du facteur de forme que sont la compacité et le lissage ne seront également pas prises en compte. Seuls le facteur d'échelle (taille des objets) et la réflectance seront pris en compte pour la segmentation des objets dans cette configuration.

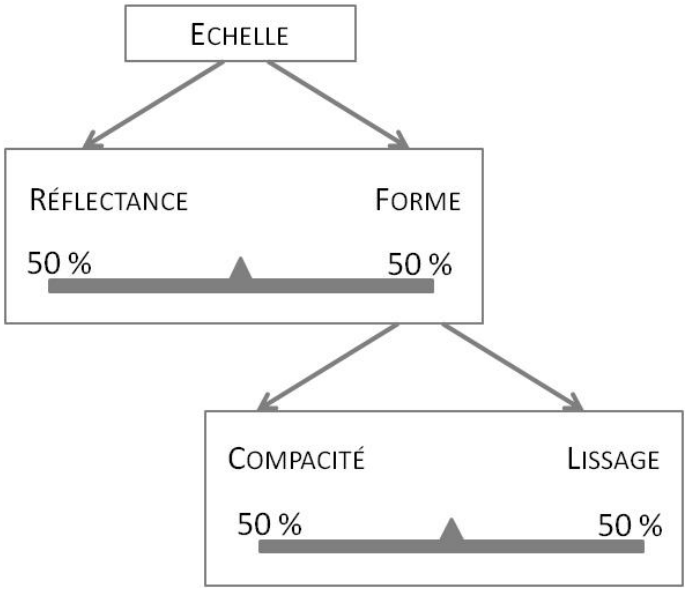


Figure 5.6 – Les critères à déterminer lors de la phase de segmentation : le facteur d'échelle, le facteur combiné de réflectance et de forme, le facteur combiné de compacité et de lissage.

Les groupes de pixels homogènes forment des objets au sens technique, c'est-à-dire qu'ils comportent une délimitation (polygone vectoriel), des attributs de forme (longueur, largeur, superficie, périmètre, etc.), de réflectance et de texture provenant des pixels d'origine.

La seconde étape de traitement est la classification. Parmi les méthodes de classifications proposées, nous avons choisis de travailler à partir d'une méthode supervisée, les données de référence de terrain permettant la calibration des classifications. L'algorithme de classification est basé sur des fonctions d'appartenance des objets (« membership function ») à des critères de formes, de réflectance et de texture. Cette méthode de classification a été choisie car elle proposait des résultats plus satisfaisants que la méthode de classification par plus proche voisin. Le principe de la classification par fonction d'appartenance est le suivant : tous les objets d'une image

appartiennent à l'ensemble des classes à des degrés différents. Il convient donc de déterminer les seuils au-delà desquels un objet appartient ou non à une classe. Les attributs des objets sont utilisés afin de déterminer leurs seuils d'appartenance aux différentes classes souhaitées. Les attributs de formes, de réflectance et de texture sont testés sur un échantillonnage d'objets connus afin de déterminer ceux à utiliser et leurs seuils limite d'appartenance (un seul ou une combinaison de plusieurs attributs) qui permettent de définir au mieux une classe.

5.1.2.2. Les prétraitements

Les prétraitements appliqués sont de deux types : radiométriques et géométriques.

Dans un premier temps, les données ont fait l'objet de corrections radiométriques à partir du modèle atmosphérique 5S (Tanré *et al.,* 1990) afin d'obtenir des images de réflectance comparable entre elles. Puis, les bandes panchromatiques des images KOMPSAT II et SPOT 5 ont été fusionnées à partir des bandes multispectrales en utilisant la méthode de Gram-Schmidt (Laben, Brower, 2000). Ainsi, l'image KOMPSAT II a pu être traitée à une résolution spatiale de 1 mètre avec quatre bandes multispectrales et l'image SPOT 5 à une résolution spatiale de 5 et 10 mètres avec quatre bandes multispectrales également.

Dans un second temps, les images de télédétection ont été corrigées géométriquement à partir de l'orthophotoplan de l'IGN, puis géoréférencées en Lambert II étendu. Les images doivent être parfaitement superposables et géoréférencées afin de pouvoir être facilement comparées entre elles mais aussi avec d'autres types de documents (données de référence, relevés de terrain, …). De plus les éléments que nous cherchons à cartographier sont très fins, leur largeur est souvent inférieure à la taille d'un pixel (selon les images). La précision des corrections géométriques effectuées est inférieure à 5 mètres pour les images à très haute résolution spatiale, elle est de 10 mètres pour les images ASTER VNIR et IRS P6 LISS III.

5.1.2.3. La segmentation

L'objectif de la segmentation des images de télédétection était de constituer des objets de trois dimensions (Schiewe *et al*. 2001) : des objets fins nommés « arbre », d'une dimension proche de la taille de la canopée d'un arbre (segmentation de niveau 1) ; des objets de dimension intermédiaire nommés « linéaire », de la taille de plusieurs canopées d'arbres groupés (segmentation de niveau 2); des objets de dimension supérieure nommés « parcelle », équivalents à la taille d'une parcelle agricole (segmentation de niveau 3) afin de déterminer les arbres/linéaires en bordure de parcelles agricoles (Moskal, 2004).

Dans un premier temps, le poids affecté aux paramètres de segmentation (échelle, réflectance, forme, compacité, lissage) a fait l'objet de tests afin de connaitre leur influence sur la taille et la forme des objets constitués et de connaître l'impact de ces variations sur les performances de classification. L'orthophotoplan a été choisi pour tester un grand nombre de configurations de paramétrages des critères de segmentation. En effet, la résolution spatiale de cette donnée (0.5 m) est suffisamment fine pour tester différentes formes d'objets et évaluer leur correspondance avec la réalité du terrain.

Dans un second temps, une fois le poids des paramètres de segmentation fixé, la segmentation a été appliquée à l'ensemble du jeu de données afin de produire les classifications du réseau linéaire bocager à partir des images segmentées en objets.

5.1.2.3.1. Les tests effectués sur l'orthophotoplan

Au total, vingt-deux configurations de segmentation ont été testées, soit neuf configurations pour le niveau de segmentation le plus fin « arbre », neuf configurations pour le niveau de segmentation intermédiaire « linéaire» et quatre configurations pour le niveau de segmentation supérieur « parcelle » (Tableau 5.3 – Figure 5.7).

Tableau 5.3 – Tests des paramètres de segmentation multicritères de l'orthophotoplan aux niveaux de segmentation « arbre », « linéaire » et « parcelle ».

NIVEAU	ECHELLE	RÉFLECTANCE (%)	FORME (%)	LISSAGE (%)	COMPACITÉ (%)
ARBRE 1	30	100	0	0	0
ARBRE 2	30	70	30	90	10
ARBRE 3	30	70	30	10	90
ARBRE 4	30	50	50	90	10
ARBRE 5	30	50	50	10	90
ARBRE 6	30	30	70	90	10
ARBRE 7	30	30	70	10	90
ARBRE 8	30	10	90	90	10
ARBRE 9	30	10	90	10	90
LINÉAIRE 1	100	100	0	0	0
LINÉAIRE 2	100	70	30	90	10
LINÉAIRE 3	100	70	30	10	90
LINÉAIRE 4	100	50	50	90	10
LINÉAIRE 5	100	50	50	10	90
LINÉAIRE 6	100	30	70	90	10
LINÉAIRE 7	100	30	70	10	90
LINÉAIRE 8	100	10	90	90	10
LINÉAIRE 9	100	10	90	10	90
PARCELLES 1	150	50	50	50	50
PARCELLES 2	200	50	50	50	50
PARCELLES 3	300	50	50	50	50
PARCELLES 4	300	30	70	0	100

On note que le facteur d'échelle retenu pour segmenter les images est déterminant (Figure 5.7) : plus le facteur d'échelle a une valeur élevée et plus les objets sont grands (et inversement). On note également que plus le facteur de réflectance est fort, plus les limites des objets sont influencées par l'hétérogénéité de l'image (Figure 5.7 – colonnes 1 et 2). Au contraire, plus le facteur de forme est fort, plus les objets ont tendance à être de taille et de forme homogènes au détriment de l'hétérogénéité des types de surfaces (Figure 5.7 – colonnes 4 et 5).

L'ensemble des segmentations effectuées ont été classées. Les paramètres de segmentation retenus sont ceux qui ont proposés les meilleurs résultats de classification lors d'une phase de tests et qui permettent le mieux de discriminer les éléments d'intérêts, c'est-à-dire les haies.

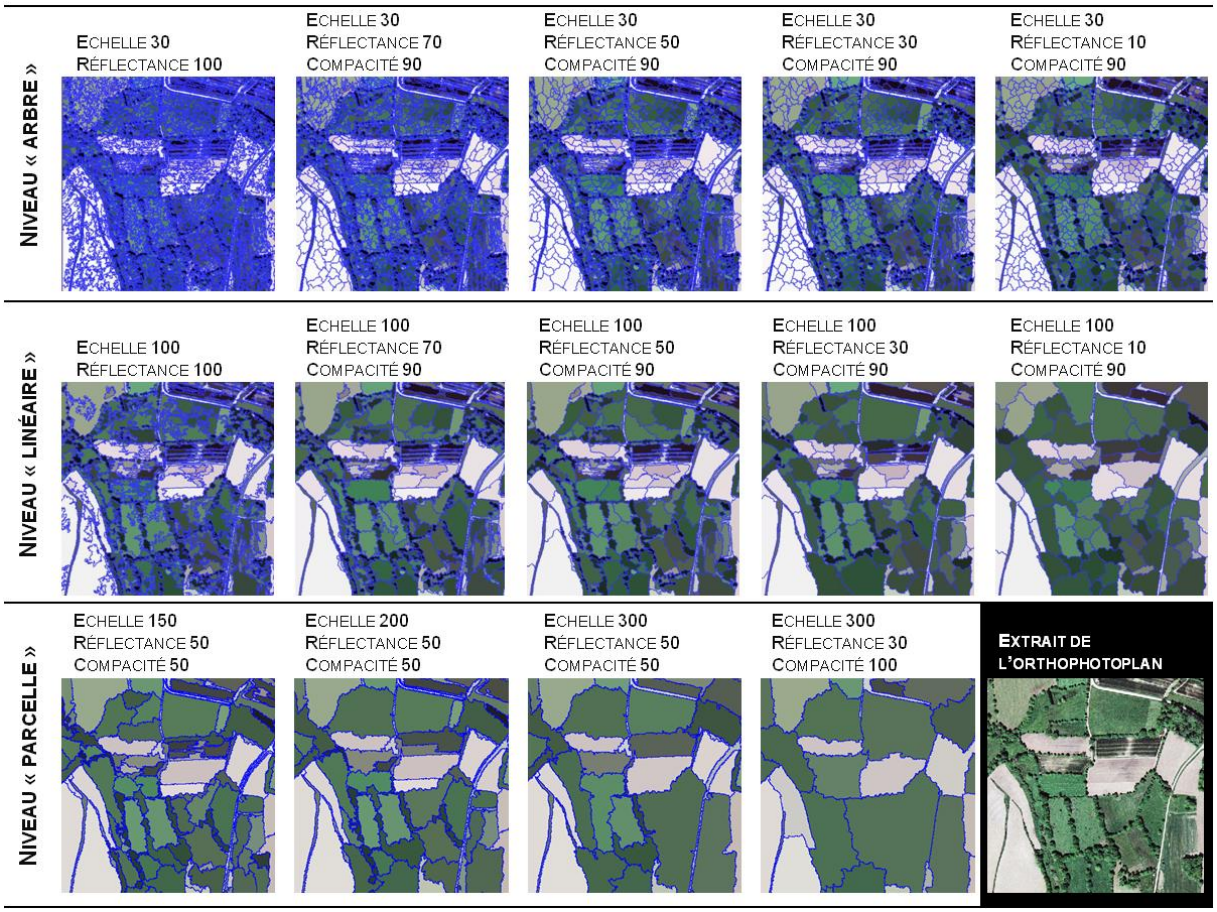


Figure 5.7 – Illustration de tests de paramètres de segmentation multicritères de l'orthophotoplan aux niveaux de segmentation « arbre », « linéaire » et « parcelle ».

5.1.2.3.2. L'application à l'ensemble des images

L'ensemble des images de télédétection a été segmenté selon trois niveaux : fin (« arbre »), intermédiaire (« linéaire »), supérieur (« parcelle »). Le tableau 5.4 présente les paramètres de segmentation retenus pour l'ensemble des données de télédétection aux trois niveaux de segmentation.

Si on se penche sur la variation du facteur de forme pour l'ensemble des données au niveau de segmentation le plus fin, on remarque que plus la taille du pixel de l'image considérée est grande, plus le facteur d'échelle se rapproche de 1, donc de la taille du pixel d'origine. Si on considère le niveau de segmentation intermédiaire, on remarque que le facteur d'échelle est toujours supérieur à celui du niveau fin. La segmentation aux niveaux fin et intermédiaire a pour objectif de constituer des objets de la taille des canopées et groupes de canopées ; or pour les données aux résolutions spatiales les plus faibles (SPOT 10 m, ASTER VNIR, IRS P6 LISS III), cette géométrie est difficilement concevable du fait de la taille du pixel de départ (respectivement 10 m, 15 m, 23 m). Nous sommes

conscients de la limite de ces résolutions spatiales pour la création d'objets très fins. Cependant, la géométrie des objets aux niveaux fin et intermédiaire de ces images est constituée de la manière la plus fine possible, elle est parfois proche de la géométrie du pixel de départ pour l'image IRS P6 LISS III par exemple. Rappelons aussi que l'objectif est de déterminer l'apport et les limites des images utilisées.

Tableau 5.4 – Paramètres de segmentation multicritère appliqués à l'ensemble des données de télédétection pour les trois niveaux de segmentation : 1- niveau fin (« arbre »), 2- niveau intermédiaire (« linéaire »), 3- niveau supérieur (« parcelle »).

DONNÉES À TRAITER	NIVEAU	ECHELLE	RÉFLECTANCE (%)	FORME (%)	LISSAGE (%)	COMPACITÉ (%)
	1	30	50	50	90	10
ORTHOPHOTOPLAN	2	100	70	30	10	90
	3	200	50	50	50	50
	1	15	50	50	50	50
KOMPSAT II	2	40	90	10	50	50
	3	150	50	50	50	50
	1	3	90	10	50	50
SPOT 5 (5 M)	2	7	90	10	50	50
	3	10	50	50	50	50
	1	3	90	10	50	50
SPOT 5 (10 M)	2	12	90	10	50	50
	3	20	70	30	50	50
	1	3	90	10	50	50
ASTER VNIR	2	5	50	50	50	50
	3	20	50	50	50	50
	1	2	50	50	50	50
IRS P6 LISS III	2	3	50	50	50	50
	3	10	50	50	50	50

La figure 5.8 illustre les différents niveaux de segmentation appliqués sur l'ensemble des données de télédétection. Au niveau de segmentation le plus fin (« arbre »), pour les images aux résolutions spatiales les plus grossières (ASTER VNIR et IRS P6 LISS III), on observe une dégradation de la qualité des objets produits. En effet, les objets les plus fins ont tendance à reproduire la géométrie des pixels initiaux. Les niveaux intermédiaire et supérieur (« linéaire » et « parcelle ») de ces deux images montrent des objets à la géométrie plus représentative des entités souhaitées. Concernant les autres données de télédétection, la géométrie des objets correspond aux entités souhaitées quel que soit le niveau de segmentation considéré, c'est-à-dire aux canopées ou groupes de canopées des arbres, aux linéaires boisés et aux parcelles.

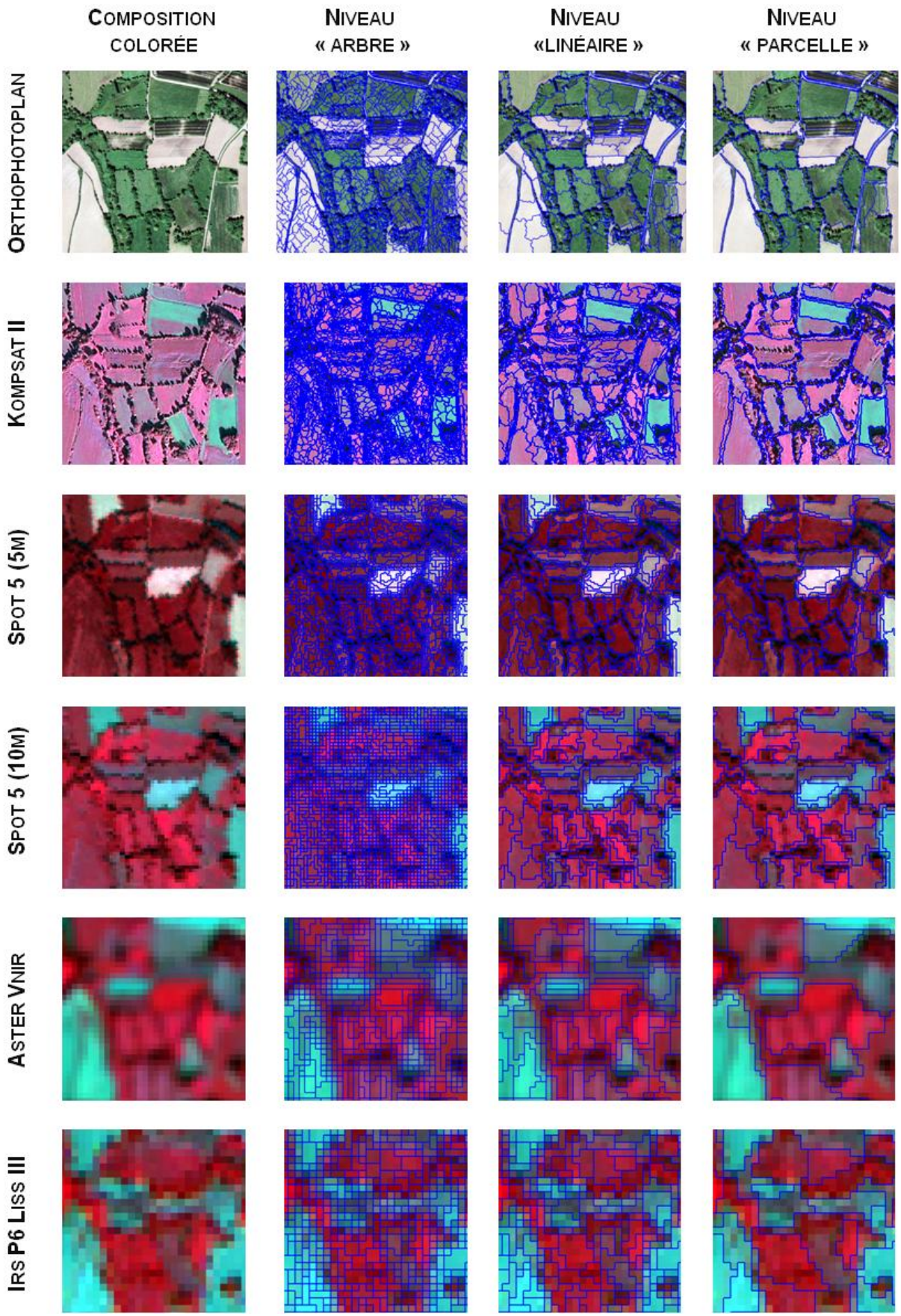


Figure 5.8 – Segmentation des données de télédétection au niveau fin (« arbre »), au niveau intermédiaire (« linéaire ») et au niveau supérieur (« parcelle »).

5.1.2.4. La classification

La classification a été effectuée à partir d'une méthode supervisée basée sur la connaissance d'un échantillon d'objets à classer. L'algorithme de classification appliqué repose sur des fonctions d'appartenance ("membership function"). Tous les objets d'une image appartiennent à l'ensemble des classes à différents degrés. Il convient alors de déterminer les degrés d'appartenance de l'ensemble des objets aux classes déterminées *a priori*. L'échantillonnage a servi à déterminer les fonctions et les seuils d'appartenance des objets aux différentes classes. L'ensemble des fonctions d'appartenance proposées ont été testées, seules les fonctions relatives aux propriétés spectrales des objets ont été retenues car elles permettent le mieux de discriminer les différents types d'objets.

Les objets de niveau « arbre » et « linéaire » constituent les niveaux de segmentation à classer. Le niveau « parcelle » constitue un niveau de segmentation complémentaire permettant d'ajouter un critère de contextualisation des objets plus fins. Tout d'abord nous avons défini les classes souhaitées : une classe « bocage » et une classe « non bocage ». Ensuite, la classification a été effectuée en deux temps (Figure 5.9): dans un premier temps les objets d'un même niveau de segmentation (« arbre », « linéaire ») ont été affectés à une classe (« bocage » ou « non bocage ») ; dans un second temps, des attributs spatiaux du niveau de segmentation supérieur « parcelle » ont été ajoutés à la première phase afin de prendre en compte l'environnement des objets pour affiner la classification.

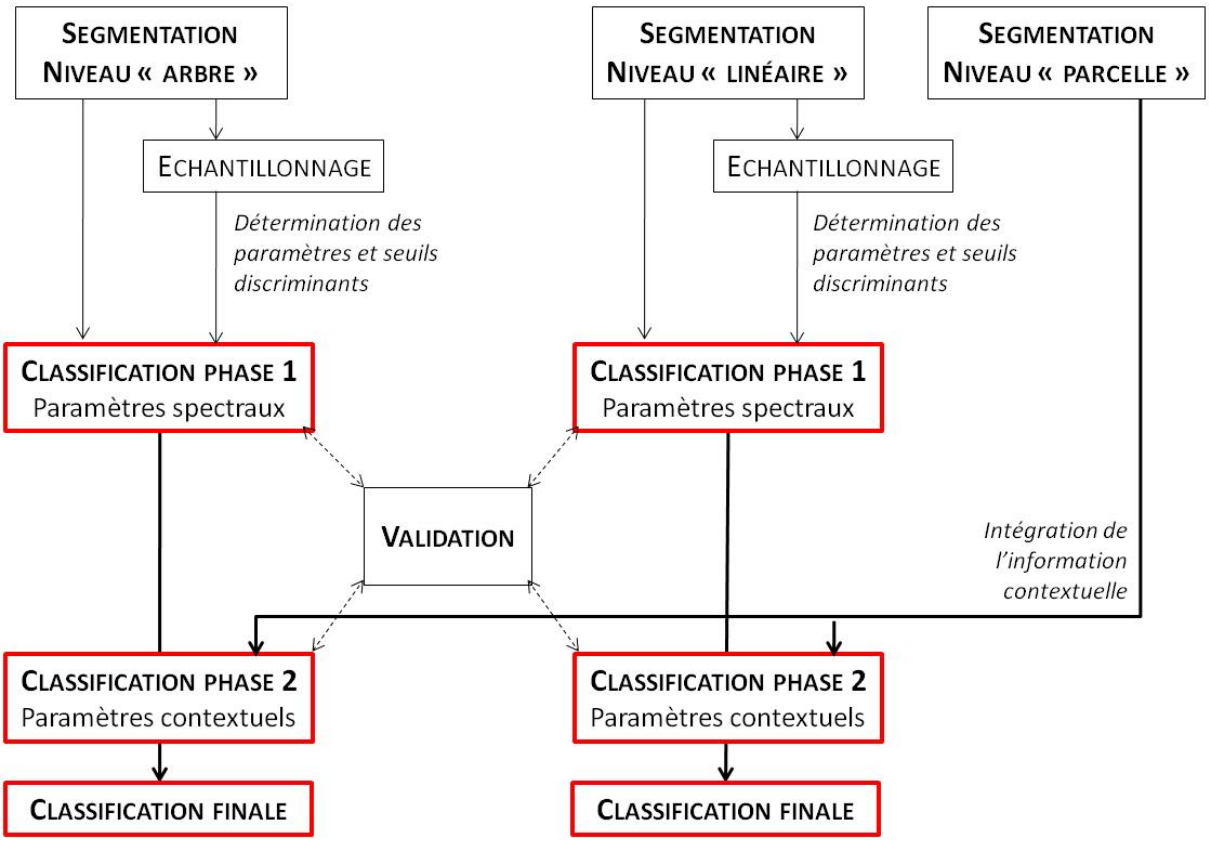


Figure 5.9 – Procédure de traitement des données de télédétection lors de l'étape de classification.

Dans un premier temps, ce sont les objets des niveaux de segmentation « arbre » et « linéaire » qui ont été analysés et classés de manière indépendante. L'ensemble des attributs de forme, de réflectance et de texture des objets à classer ont été testés à partir d'un échantillon d'objets connus. Cela a permis de définir les attributs les plus performants pour la discrimination des objets et leur attribution à une classe (Figure 5.9). Cette phase d'apprentissage a permis de déterminer les fonctions d'appartenance les plus appropriés pour la classification des objets, ainsi que les seuils d'appartenance de ces fonctions. Seuls des paramètres de réflectance ont été retenus pour effectuer la classification. En effet, dans tous les cas testés par l'échantillonnage, les paramètres de réflectance présentent le meilleur pouvoir de discrimination des objets, les paramètres de forme et de texture ne permettant pas d'améliorer la discrimination des objets. De plus, dans notre cas, un ou deux paramètres spectraux (variant selon les images, Tableau 5.5) ont suffit à optimiser les résultats de classification. Le tableau 5.5 présente les fonctions d'appartenance et les seuils de classification pour la classe « bocage », par type de donnée et par niveau de segmentation. La classe « non bocage » regroupe les objets non classés dans la classe « bocage ».

Tableau 5.5 – Fonctions d'appartenance et seuils de classification des données de télédétection.

DONNÉES À TRAITER	NIVEAU	FONCTION D'APPARTENANCE	SEUIL
ORTHOPHOTOPLAN	1	MEAN DIFFERENCE TO NEIGHBOURS	>50
	2	MEAN DIFFERENCE TO NEIGHBOURS	>60
KOMPSAT II	1	MEAN DIFFERENCE TO NEIGHBOURS (B4)	>45
	2	MEAN DIFFERENCE TO NEIGHBOURS (B4)	>55
SPOT 5 (5 M)	1	MEAN PIXEL VALUE (XI3)	>76
	2	MEAN PIXEL VALUE (XI3)	>86
SPOT 5 (10 M)	1	MEAN (XI1)	>26
	2	MEAN (XI1)	>36
ASTER VNIR	1	BRIGHTNESS	>100
		MEAN (B1)	>160
	2	BRIGHTNESS	>100
		MEAN (B1)	>170
IRS P6 LISS III	1	MEAN (B2)	>30
		RATIO (B5)	>0.27
	2	MEAN (B2)	>40
		RATIO (B5)	>0.27

Dans un second temps, l'ajout de paramètres spatiaux de contextualisation a permis d'affiner les résultats de la première phase de classification (Figure 5.10). En effet, la majorité des erreurs produites par la première phase de classification, pour les données aux résolutions spatiales les plus fines, est une surestimation de la classe « bocage » en dehors des bordures de champs (c'est-à-dire à l'intérieur des champs) due à une confusion avec certaines cultures. Ainsi, le niveau de segmentation « parcelle » a permis d'ajouter une condition de proximité des objets de la classe « bocage » aux bordures des objets « parcelles » et de les définir ainsi comme étant des bordures de champs boisés. Les erreurs de surdétection des objets boisés en milieu de parcelles, de bosquets ou d'arbres isolés

ont ainsi été éliminées. De plus, les objets du niveau de segmentation « parcelle » de dimension supérieure à 1 hectare et composés d'objets boisés au niveau plus fin à plus de 90% ont été déterminés comme étant des espaces boisés et enlevés de la classe « bocage ».

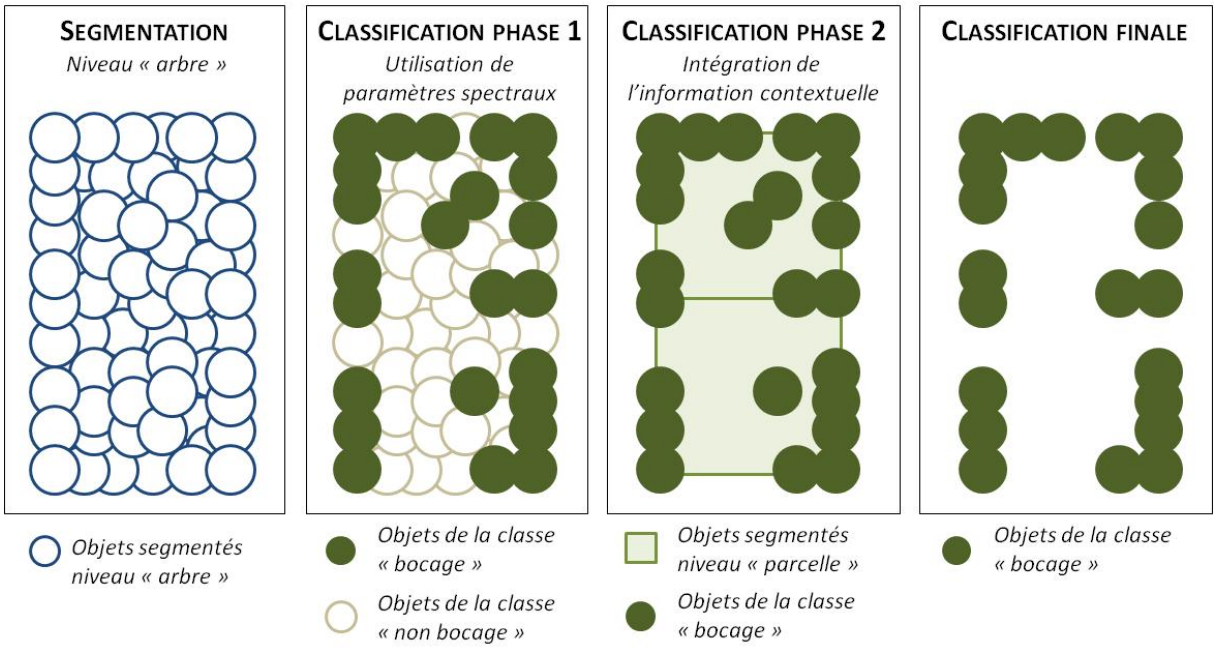


Figure 5.10 – Illustration des phases de classifications jusqu'à la classification finale.

5.1.2.5. La validation des classifications

La première étape de la validation a consisté à constituer une matrice de contingence afin de comparer les cartes produites aux cartes de référence. Les matrices de contingence ont permis d'évaluer les erreurs produites par omission ainsi que les erreurs de commission. Les erreurs d'omission correspondent aux pixels qui n'ont pas été affectés à la classe à laquelle ils appartiennent. Ces erreurs désignent les sous-estimations. Les erreurs de commission correspondent aux pixels qui ont été affectés à une classe à laquelle ils n'appartiennent pas. Ces erreurs désignent les surestimations. Il est intéressant d'analyser ces matrices afin de savoir avec quel type de surfaces les erreurs ont été produites. La matrice de contingence permet de calculer un indice d'évaluation globale de la classification, l'indice de Kappa. Cet indice, proposé par Cohen (1960) et appliqué pour la première fois aux images satellitales par Congalton *et al.* (1983), est sensible à la fois aux erreurs d'omission et de commission (Caloz, Collet, 2001). Il s'exprime par :

$$Kappa = (Po - Pc) / Pp - Pc)$$

où *Po* est la proportion correcte observée, *Pc* est la proportion correcte attendue due au hasard et *Pp* est la proportion correcte lorsque la classification est parfaite.

Le coefficient de Kappa est compris entre -1 et 1. Si la classification est parfaite, Kappa = 1 ; si la proportion correcte observée est plus grande que la proportion correcte attendue due au hasard, Kappa > 0 ; si la proportion correcte observée est égale à la proportion correcte attendue due au hasard, Kappa = 0 ; si la proportion correcte observée est inférieure à la proportion correcte attendue due au hasard, Kappa < 0 (Pontius, 2000). Pour une classification donnée, un coefficient de Kappa supérieur à 0.8 indique une excellente qualité de classification, un coefficient compris entre

0.6 et 0.8 indique une classification de bonne qualité, entre 0.4 et 0.6 la qualité de classification est faible.

Toutefois, la mesure du coefficient de Kappa est remise en question pour les tables de contingences comparant des cartes effectuées à partir de données satellitales ou de données spatialisées (Pontius, 2000), car il ne prend pas en compte de variables de localisation. Pontius et Millones (2010) proposent de valider les données spatialisées non plus seulement à partir d'un simple coefficient de Kappa, mais en utilisant également des indicateurs de quantitification et de localisation de l'erreur : *"Quantification error occurs when the quantity of cells of a particular category in one map is different from the quantity of cells of that category in the other map. Location error occurs when the location of a category in one map is different from the location of that category in the other map"* (Pontius, 2000). Même s'il n'y a pas d'erreurs de quantification, il peut y avoir des erreurs de localisation d'une ou plusieurs catégories ou classes.

Ainsi, en plus de l'indice de Kappa, nous avons utilisé un indicateur de performance de localisation des pixels de la carte classée par rapport à la carte de référence (Klocation) proposé par Pontius (2000) et Pontius et Millones (2010) (Figure 5.11). Cet indicateur s'exprime de la manière suivante :

Klocation = [M(m)-N(m)]/[P(m)-N(m)]

Où la mesure de M (m), N (m) et P(m) est présentée dans la figure 5.11.

Le Klocation indique dans quelle mesure les pixels sont correctement situés sur la carte classée par rapport à la carte de référence. Plus ce coefficient est proche de 1, plus la localisation est bonne.

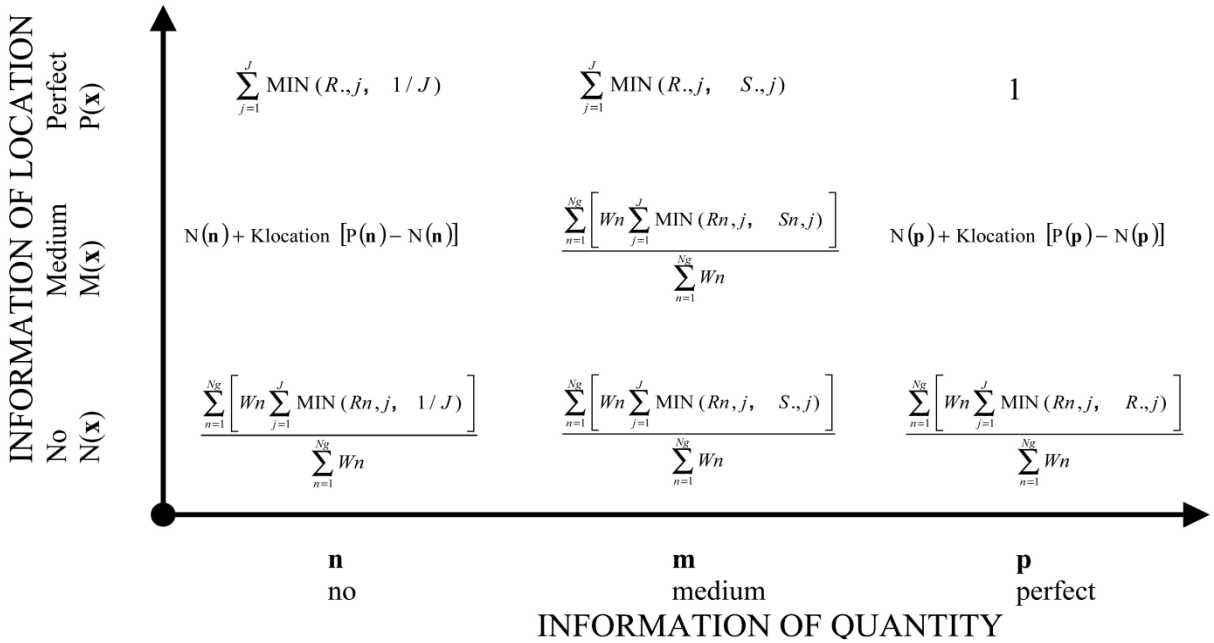


Figure 5.11 – La mesure des indicateurs de validation proposée par Pontius (2000) (Source: Pontius 2002: "*The expression in the middle column and middle row gives the agreement between the reality map and the simulated map at resolution g. The other eight expressions are idealized agreement between the reality map and a simulated map, based on the combination of information available concerning quantity and location*").

Les matrices de contingence ont été élaborées en comparant les cartes produites à partir des classifications aux cartes de référence. Ces deux types de cartes comportent les informations suivantes :

- les classifications produites à partir des images de télédétection possèdent une information binaire (bocage/non bocage). Afin de savoir avec quel type de surface les erreurs de classifications se sont produites, nous avons ajouté à ces classifications une information sur l'occupation des sols. Les cartographies du parcellaire ont été photo-interprétées à partir de l'orthophotoplan (2002) et des photographies aériennes issues des vols ULM (2004, 2005, 2008). Cette cartographie de l'occupation du sol a été fusionnée avec la cartographie issue de la classification des haies afin de produire une carte en huit classes : 1- bocage ; 2- surface en eau ; 3- bois ; 4- surface artificialisée (bâti, routes) ; 5-maïs ; 6- céréale ; 7- prairie ; 8- autres ;
- les cartes de référence doivent posséder la même nomenclature que les cartes à valider. Nous avons donc utilisé comme information de référence pour la classe « bocage » les cartographies effectuées par numérisation manuelle des haies (pour les années 2002, 2004, 2005 et 2008). Cette information a été fusionnée aux cartes d'occupation des sols photo-interprétées pour produire des cartes de référence en huit classes comportant la même nomenclature que les cartes à valider.

Au total, nous avons constitué un jeu de six cartes à valider (une par type d'image classée) et six cartes de référence. La validation a été effectuée avec le logiciel Idrisi Andes (Clark Labs, 2006).

5.1.2.6. Evaluation comparative de la précision des cartes obtenues par classification

5.1.2.6.1. A travers la quantification du linéaire bocager

L'évaluation quantitative des classifications a consisté à calculer le pourcentage de mètres de linéaire bocager présent sur les classifications. Pour cela, les classifications ont été vectorisées puis confrontées aux cartes de référence. Les cartes de référence utilisées ici sont les cartographies des haies numérisées manuellement à partir des photographies aériennes et des orthophotoplans. Rappelons que ces cartes ont été réalisées pour chacune des années correspondant aux dates de prises de vues des images classées. Ainsi, les cartes de référence correspondent aux classifications produites.

Les classifications vectorisées et les cartes de référence ont été intégrées dans un Système d'Information Géographique. Le traitement de ces deux types de données a été effectué avec le logiciel Arc Gis 9.2 (ESRI Inc.). L'information des cartes de références est représentée sous la forme de polylignes. Chaque polyligne représente une haie et possède un attribut de longueur. L'information des classifications vectorisées est représentée sous la forme de polygones. Afin d'extraire le nombre de mètres représentés par une classification, les polylignes de la carte de référence ont été découpées avec les polygones de la classification correspondante. Chaque tronçon de polyligne est alors caractérisé comme étant présent ou non sur la classification à l'aide de requêtes spatiales. Il est alors possible d'extraire le nombre de mètres de linéaire présent sur les classifications, de le mettre en rapport avec le nombre de mètres de linéaire total et d'en calculer le pourcentage. Cette manipulation a été effectuée pour chacune des classifications produites.

5.1.2.6.2. A travers la localisation et la caractérisation des éléments linéaires cartographiés

L'évaluation quantitative nous permet de connaître précisément le nombre de mètres de linéaire bocager représenté par les classifications, mais elle ne permet pas d'analyser la qualité cartographique de la classification produite. En effet, les données de télédétection classées ne permettent pas toutes de retranscrire avec la même précision le réseau linéaire bocager (ceci est du aux différentes résolutions des images). L'évaluation cartographique des classifications a pour objectif d'analyser les caractéristiques spatiales des éléments linéaires boisés qu'elle comprend. Pour effectuer cette évaluation, une étape de photo-interprétation permettant de caractériser les types d'éléments classés est nécessaire.

La photo-interprétation a été effectuée à partir des classifications vectorisées où les objets sont représentés par des polygones. Ces objets ont été superposés aux photographies aériennes de l'année correspondant à la date de prise de vue de l'image considérée (ainsi les erreurs dues à des changements tels qu'un arasement, un émondage ou la plantation de haies sont évitées). L'analyse consiste à déterminer le type d'éléments représentés et non représentés par les classifications.

5.1.3. Résultats

5.1.3.1. La précision des classifications

Les tableaux 5.6, 5.7, 5.8, 5.9, 5.10, 5.11 présentent respectivement les matrices de contingence des classifications produites à partir de l'orthophotoplan et des images KOMPSAT II, SPOT 5 (5 m), SPOT 5 (10 m), ASTER VNIR et IRS P6 LISS III. La classe 1 est dans notre cas la plus intéressante à analyser puisqu'il s'agit de la classe « bocage ». L'analyse des sept autres classes, produites par photo-interprétation, permet de déterminer avec quel type d'occupation du sol les erreurs d'omission et de commission de classification du bocage se sont produites.

Les coefficients de Kappa sont de 0.84, 0.86, 0.79, 0.79, 0.78, 0.68, pour respectivement l'orthophotoplan, KOMPSAT II, SPOT 5 (5 m), SPOT 5 (10 m), ASTER VNIR et IRS P6 LISS III. Les coefficients de Kappa de l'ensemble des classifications sont supérieurs à 0.65 ce qui indique que l'ensemble des classifications sont de bonne qualité. Seule la classification de l'image IRS P6 LISS III présente un coefficient de Kappa inférieur à 0.7, toutes les autres montrant un coefficient de Kappa proche ou supérieur à 0.8, ce qui indique que les classifications sont d'excellente qualité.

L'analyse des matrices de contingence de l'ensemble des classifications indique que la majorité des confusions, que ce soit les erreurs d'omission ou de commission, se situe dans la classe « prairie ». Pour la classification effectuée à partir de l'orthophotoplan, les erreurs de commission sont principalement effectuées dans les classes « prairie », « surface artificialisée » et « maïs », les erreurs d'omission se situe en majorité dans la classe « prairie ». Pour la classification effectuée à partir de l'image KOMPSAT II, les erreurs de commission et d'omission sont principalement situées dans la classe « prairie ». Pour la classification effectuée à partir de l'image SPOT 5 (5 et 10 m), les erreurs de commission sont principalement situées dans les classes « prairie », « maïs », « surfaces artificialisée », les erreurs d'omissions se situent principalement dans la classe « prairie ». Pour la classification effectuée à partir de l'image ASTER VNIR, les erreurs de commission se situent principalement dans les classes « maïs » et « prairie », les erreurs d'omission dans la classe

« prairie ». Enfin, pour la classification issue de l'image IRS P6 LISS III, les erreurs de commission se situent principalement dans les classes « prairie », « céréale », « surfaces boisées », les erreurs d'omission dans les classes « prairie » et « céréales ».

Les confusions avec la classe « prairie » s'explique par la réponse spectrale proche de ce type de surface avec les éléments boisés, celles avec la classe « maïs » s'expliquant par la date de prise de vue des images (septembre) où la réponse spectrale du maïs est forte et proche de celle des prairie ou des surfaces boisées, de même pour les confusions avec la classe « céréale » pour l'image IRS P6 LISS III dont la date de prise de vue est au mois de mai.

Tableau 5.6 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'orthophotoplan et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "orthophotoplan"	1	34941	82	5291	17805	10561	8352	24267	1282	102581	0.6594
	2	75	1001	0	0	0	0	0	0	1076	0.0697
	3	1301	0	37055	0	0	0	0	0	38356	0.0339
	4	1086	0	0	44094	0	0	0	0	45180	0.024
	5	5884	0	0	0	182722	0	0	0	188606	0.0312
	6	4801	0	0	0	0	139026	0	0	143827	0.0334
	7	15776	0	0	0	0	0	282382	0	298158	0.0529
	8	323	0	0	0	0	0	0	2420	2743	0.1178
	total	64452	1083	42347	61899	193283	147378	306651	3702	820795	
	erreurs d'omission	0.4579	0.0757	0.125	0.2876	0.0546	0.0567	0.0791	0.03463		0.1184

Kappa = 0.8447

Tableau 5.7 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image KOMPSAT II et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "KOMPSAT II"	1	26990	50	968	2411	7183	4476	31852	725	74655	0.63
	2	132	1435	0	0	0	0	0	0	1567	0.0842
	3	2728	0	41435	0	0	0	0	0	44163	0.0618
	4	2878	0	0	64087	0	0	0	0	66965	0.043
	5	8725	0	0	0	202007	0	1	0	210733	0.0414
	6	5325	0	0	0	0	146059	0	0	151384	0.0352
	7	20623	0	0	0	0	0	245971	0	266594	0.0774
	8	468	0	0	0	0	0	0	3993	4461	0.1049
	total	67986	1485	42403	66498	209190	150535	277824	4718	820639	
	erreurs d'omission	0.633	0.0337	0.0228	0.0363	0.0343	0.0297	0.1147	0.1537		0.108

Kappa = 0.8604

Tableau 5.8 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 (5 m) et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "SPOT 5 (5 m)"	1	28323	784	14	14361	19666	8429	47171	1037	119785	0.7636
	2	16	299	0	0	0	0	0	0	315	0.0508
	3	2664	0	42332	0	0	0	0	0	44996	0.0592
	4	1770	0	0	47538	0	0	0	0	49308	0.0359
	5	6883	0	0	0	173617	0	0	0	180500	0.0381
	6	6837	0	0	0	0	138949	0	0	145786	0.0469
	7	17272	0	1	0	0	0	259480	0	276753	0.0624
	8	415	0	0	0	0	0	0	2665	3080	0.1347
	total	64452	1083	42347	61899	193283	147378	306651	3702	82795	
	erreurs d'omission	0.5606	0.7239	0.0004	0.232	0.1017	0.0572	0.1538	0.2801		0.1554

Kappa = 0.7985

Tableau 5.9 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 (10 m) et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "SPOT 5 (10 m)"	1	27973	719	23	6907	36142	5263	46828	1077	124932	0.7761
	2	34	364	0	0	0	0	0	0	398	0.0854
	3	2664	0	42323	0	0	0	0	0	44987	0.0592
	4	2133	0	0	54992	0	0	0	0	57125	0.0373
	5	5631	0	0	0	157141	0	0	0	150230	0.0346
	6	8115	0	0	0	0	142115	0	0	150230	0.54
	7	17239	0	1	0	0	0	259823	0	277063	0.0622
	8	391	0	0	0	0	0	0	2625	3016	0.1296
	total	64452	1083	42347	61899	193283	147378	306651	3702	820795	
	erreurs d'omission	0.566	0.6639	0.0006	0.1116	0.187	0.0357	0.1527	0.2909		0.1626

Kappa = 0.79

Tableau 5.10 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image ASTER VNIR comparée à la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "ASTER VNIR"	1	26037	865	39	9844	36717	9957	32865	438	116762	0.777
	2	44	157	0	0	0	0	0	0	201	0.2189
	3	672	0	43846	0	0	0	0	0	44518	0.0151
	4	4472	0	0	48267	0	0	0	0	52739	0.0848
	5	8340	0	0	0	136880	0	0	0	145220	0.0574
	6	6267	0	0	0	0	159606	0	0	165916	0.0378
	7	23385	0	0	0	0	0	268653	0	292038	0.0801
	8	901	0	0	0	0	0	0	228	3129	0.288
	total	70676	1022	43885	58111	173597	169606	301518	2666	821081	
	erreurs d'omission	0.6316	0.8464	0.0009	0.1694	0.2115	0.0587	0.109	0.1643		0.1649

Kappa = 0.7861

Tableau 5.11 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image IRS P6 LISS III et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée "IRS P6 LISS III"	1	22578	583	29615	5231	9324	36673	71740	455	176199	0.8719
	2	75	828	0	0	0	0	0	0	903	0.0831
	3	506	0	15071	0	0	0	0	0	15577	0.0325
	4	5494	0	0	52665	1	0	0	0	58160	0.0945
	5	11229	0	0	0	203353	0	0	0	214582	0.0523
	6	4342	0	0	0	0	95814	0	0	100156	0.0434
	7	24737	0	0	0	0	0	226802	0	251539	0.0983
	8	1156	0	0	0	0	0	0	2250	3406	0.3394
	total	70676	1411	44686	57896	212678	132487	298542	2705	821081	
	erreurs d'omission	0.6805	0.4132	0.6627	0.0904	0.0438	0.2768	0.2403	0.1682		0.2457

Kappa = 0.6837

Le tableau 5.12 présente les résultats de l'indicateur de performance de localisation (Klocation) des classifications. Les valeurs sont comprises entre 0.9 et 0.82 pour les classifications issues respectivement de l'orthophotoplan et IRS P6 LISS III. On note que les valeurs de l'indicateur sont corrélées avec la taille des pixels des images classées ; plus la résolution spatiale de l'image est fine et plus l'indicateur Klocation est élevé. On note que l'indicateur Klocation est très élevé pour l'ensemble des images classées quelles que soient les résolutions spatiales considérées ; les valeurs du Klocation sont toujours supérieures à 0.8. Cela signifie que pour l'ensemble des classifications, plus de 80% des pixels classés ont une localisation correcte par rapport à la carte de référence.

Tableau 5.12 – Résultats de l'indicateur de performance de localisation (Klocation) des classifications.

	Ortho.	**KOMPSAT II**	**SPOT 5 (5 m)**	**SPOT 5 (10 m)**	**ASTER VNIR**	**IRS P6 LISS III**
Klocation	0.9	0.87	0.88	0.88	0.85	0.82

En résumé, les coefficients de Kappa se situent tous autour de 0.8 (sauf pour la classification issue de l'image IRS P6 LISS III où il est de 0.68) ; les coefficients de performance de localisation (Klocation) sont tous supérieurs à 0.82. La majorité des erreurs des classifications proviennent de la confusion de la classe « bocage » avec la classe « prairie ». L'analyse des indicateurs de validation nous permet de valider l'ensemble des classifications proposées.

5.1.3.2. Evaluation quantitative

Les résultats de l'évaluation quantitative des classifications sont présentés dans les sous sections suivantes. Nous présentons d'abord les résultats des classifications de l'orthophotoplan, par niveau de segmentation, pour chacune des configurations testées. Nous présentons ensuite les résultats des classifications pour l'ensemble du jeu de données.

5.1.3.2.1. Résultats obtenus à partir de l'orthophotoplan

Le tableau 5.13 présente les pourcentages de mètres de linéaire représentés par les classifications effectuées à partir de l'orthophotoplan. Les figures 5.12 et 5.13 présentent les graphiques des résultats du tableau 5.13 pour les niveaux de segmentation « arbre » et « linéaire » respectivement.

Tableau 5.13 – Pourcentage de mètres de linéaire bocager représenté par les classifications de l'orthophotoplan par niveau de segmentation.

	NIVEAU DE SEGMENTATION « ARBRE »								
CONFIGURATION	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
SITE A	61	70.4	73	72.7	**75.6**	72.4	70.2	59.6	51.2
SITE B	64.7	69.3	71.8	72	**74**	69.4	67.1	66	55.7
SITE C	62.6	67.9	71.4	71.7	**73.5**	72	61.8	54	34.5
MOYENNE	62.8	69.2	72.1	72.1	**74.4**	71.3	66.4	59.9	47.1
	NIVEAU DE SEGMENTATION « LINEAIRE »								
CONFIGURATION	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
SITE A	60.3	63.3	**67.8**	65	65.4	59.5	59.4	42.6	42.6
SITE B	64.1	67.3	**72.7**	68.7	70.7	67.8	62.3	59.4	50.7
SITE C	61.9	69.5	**73.5**	68.4	63.2	53.3	52	45.6	41.7
MOYENNE	62.2	66.8	**71.3**	67.4	66.4	60.2	57.9	49.2	45

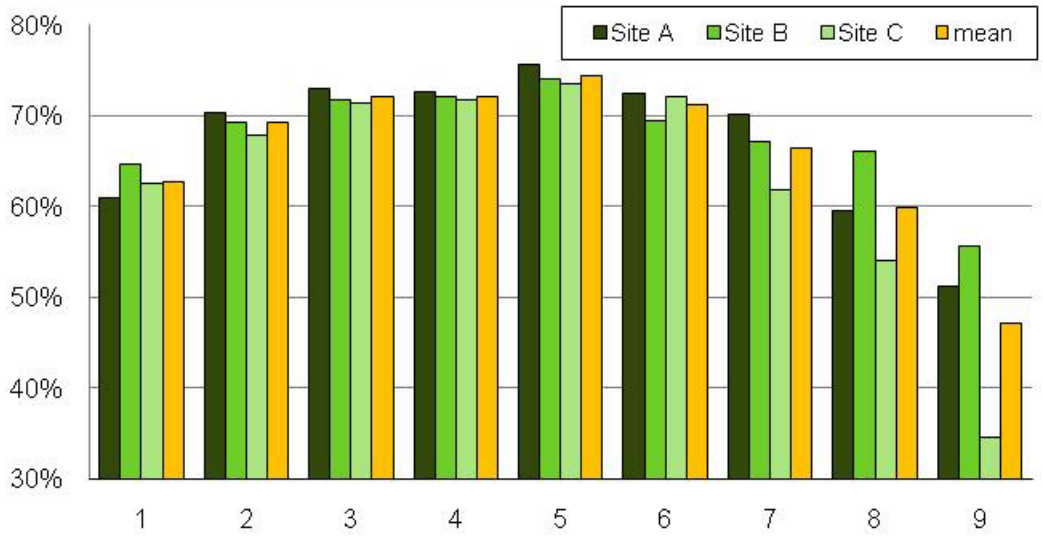


Figure 5.12 – Pourcentage de bocage détecté à partir de la classification de l'orthophotoplan pour les neuf configurations de segmentation au niveau le plus fin (« arbre »).

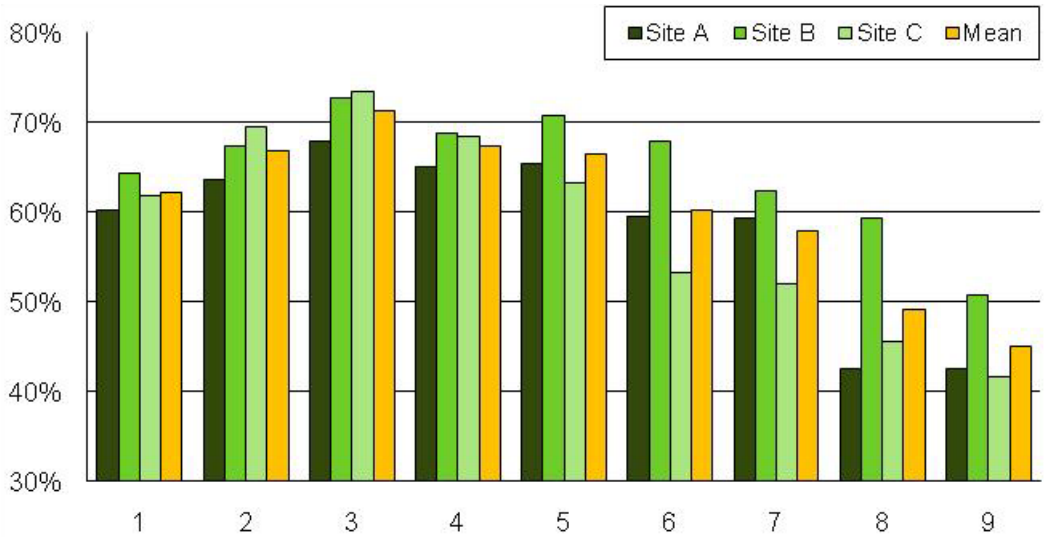


Figure 5.13 – Pourcentage de bocage détecté à partir de la classification de l'orthophotoplan pour les neuf configurations de segmentation au niveau intermédiaire (« linéaire »).

Les résultats des classifications de l'orthophotoplan sont relativement satisfaisants. En effet, la meilleure classification (niveau de segmentation « arbre », configuration 5) permet de détecter en moyenne 74.4% du linéaire bocager (75.6% pour le site A, 74% pour le site B, 73.3% pour le site C). Au niveau de segmentation intermédiaire, celui du « linéaire », la configuration 3 présente les meilleurs résultats de classification, avec une détection de 71.3% (67.8% pour le site A, 72.7% pour le site B, 73.5% pour le site C). Cela signifie que l'orthophotoplan permet d'extraire dans le meilleur des cas les trois quart des haies bocagères du site d'étude considéré. Un quart du linéaire est omis malgré la résolution spatiale très fine de cette donnée.

On note que la variabilité des pourcentages de linéaire représenté est très forte, de 47.1% à 74.4% en moyenne au niveau de segmentation « arbre » et de 45% à 71.3% en moyenne au niveau

de segmentation « linéaire ». Pour l'ensemble des configurations testées, les résultats au niveau de segmentation « arbre » sont toujours supérieurs à ceux du niveau de segmentation « linéaire ». Ce sont les objets les plus fins qui permettent le mieux de retranscrire le linéaire bocager.

Les variations des paramètres de formes dans la segmentation ont une influence sur les résultats de classification. En effet, la prise en compte du paramètre de forme a une grande importance dans la détermination de la géométrie des objets. La configuration 1 des deux niveaux de segmentation prend en compte uniquement les paramètres d'échelle et de réflectance pour la segmentation, les résultats sont très inférieurs aux configurations 5 (niveau « arbre ») et 3 (niveau « linéaire »). Le facteur de forme doit cependant être correctement combiné à la prise en compte de la réflectance des pixels pour la segmentation des objets. En effet, les configurations 8 et 9 des deux niveaux de segmentation, prenant en compte le facteur de forme à 90% et le facteur de réflectance à 10%, offrent les résultats les moins bons. Les objets créés par une segmentation prenant en considération un facteur de forme élevé, à partir de l'orthophotoplan, ne sont pas adaptés à la cartographie du linéaire bocager.

En dépit de résultats globalement satisfaisants, l'orthophotoplan ne semble pas être la donnée de télédétection à privilégier pour l'extraction automatique du linéaire bocager. Malgré une résolution spatiale fine, un quart du réseau bocager n'est pas représenté dans le meilleur des cas.

5.1.3.2.2. Résultats obtenus à partir de l'ensemble des données de télédétection

Le tableau 5.14 présente les pourcentages de mètres de linéaire représentés par les classifications effectuées sur l'ensemble du jeu de données. La figure 5.14 présente les graphiques des résultats du tableau 5.14.

Les résultats présentés ici sont ceux du niveau de segmentation offrant les meilleurs scores de classification. Pour l'orthophotoplan, l'image KOMPSAT II et l'image SPOT 5 à 5 et 10 m, il s'agit du niveau de segmentation « arbre ». En effet, les objets fins de ces images permettent d'extraire avec plus de précision le réseau linéaire bocager. Pour les images ASTER VNIR et IRS P6 LISS III, c'est le niveau de segmentation « linéaire » qui propose les meilleurs scores de classification. En effet, les objets les plus fins issus de ces images sont de taille et de forme équivalente aux pixels d'origine. En revanche, les objets issus de la segmentation au niveau « linéaire » représentent mieux certaines continuités de linéaire bocager (cf. 5.1.3.3. Evaluation cartographique).

Tableau 5.14 - Résultats statistiques des classifications de l'ensemble du jeu de données (pourcentage de mètres de linéaire bocager représenté par les classifications).

DONNEE	**ORTHO.**	**KOMPSAT II**	**SPOT 5 (5M)**	**SPOT 5 (10M)**	**ASTER VNIR**	**IRS P6 LISS III**
SEGMENTATION	NIVEAU « ARBRE »				NIVEAU « LINEAIRE »	
SITE A	75.6	94.8	94.5	90.9	73.3	46
SITE B	74	95.9	87.2	85.8	62.3	28.4
SITE C	73.5	98.9	81.7	73.7	74.1	9.5
MOYENNE	**74.4**	**96.5**	**87.8**	**83.5**	**70**	**28**

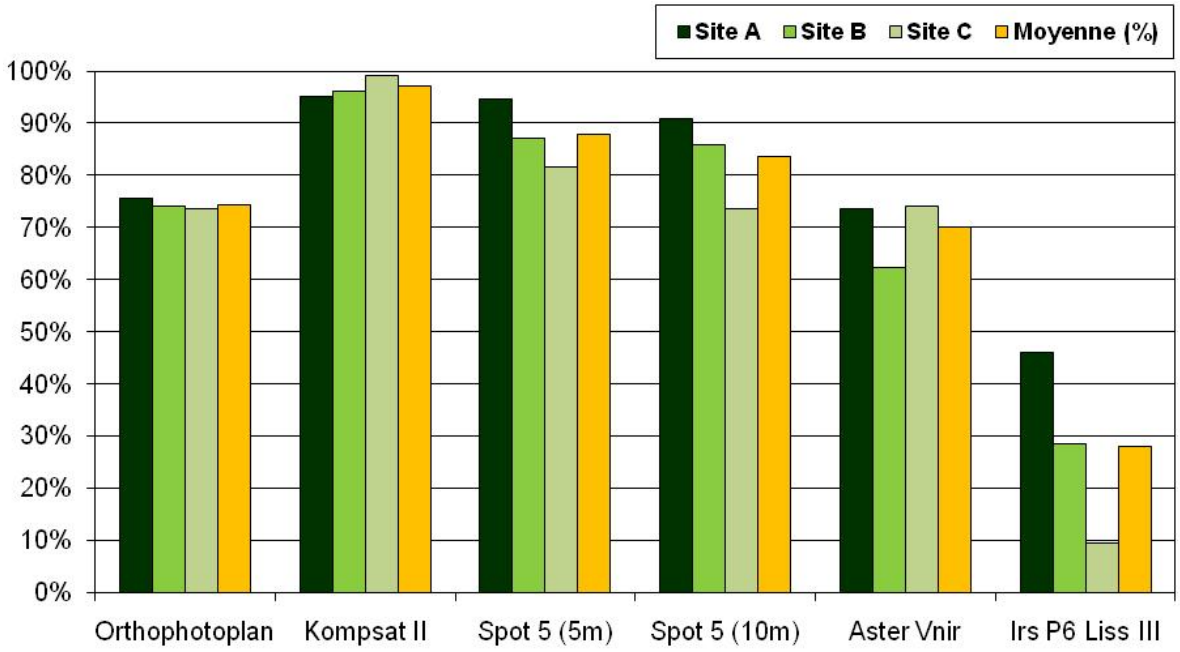


Figure 5.14 – Résultats statistiques des classifications de l'ensemble du jeu de données.

La classification produite à partir de l'image KOMPSAT II offre les meilleurs résultats de représentation du linéaire bocager (96.5% en moyenne, 94.8% pour le site A, 95.9% pour le site B, 98.9% pour le site C). Les classifications issues de l'image SPOT 5 à 5 m et 10 m offrent de bons résultats également, le réseau linéaire bocager est représenté à 87.8% en moyenne (SPOT 5 – 5 m) et à 83.5% en moyenne (SPOT 5 – 10 m). La classification de l'orthophotoplan permet de représenter 74.4% en moyenne du réseau linéaire bocager. La classification de l'image ASTER VNIR permet d'en représenter 70% en moyenne et celle de l'image IRS P6 LISS III permet d'en représenter 28%. A résolution spectrale équivalente, plus la résolution spatiale est fine, plus le score de représentation du réseau linéaire bocager augmente. On observe que les résultats des classifications de l'image ASTER VNIR et de l'orthophotoplan sont comparables (70% et 74.4% respectivement). Leur résolution spatiale est cependant très différente, 0.5 m pour l'orthophotoplan et 15 m pour l'image ASTER VNIR. C'est ici l'effet de la résolution spectrale qui influe sur les possibilités de représentation du réseau linéaire bocager. Les pourcentages sont similaires mais les types de haies représentés sont très différents (cf. 5.1.3.3. Evaluation cartographique).

Dans la plupart des classifications produites, on observe que plus le paysage est ouvert, plus le pourcentage de représentation du linéaire bocager diminue et plus le paysage est fermé, plus le pourcentage de linéaire bocager représenté est élevé. Seules les classifications des images KOMPSAT II et ASTER VNIR dérogent à cette observation.

Aux vues des analyses statistiques, les images à haute et très haute résolution spatiale KOMPSAT II et SPOT 5 semblent les plus adaptées pour la cartographie du réseau linéaire bocager de manière précise. Au contraire, les images IRS P6 LISS III, ASTER VNIR ainsi que l'orthophotoplan semblent ne pas être des données à privilégier pour la cartographie précise du réseau bocager.

5.1.3.3. Evaluation cartographique

Les cartographies issues du traitement des données de télédétection ne reproduisent pas toutes l'ensemble du réseau de haies avec la même précision. Le tableau 5.15 propose une illustration des résultats cartographiques des classifications (extrait du site B), il indique également les pourcentages de linéaire bocager représentés et détaille les types d'éléments représentés et non représentés par les différentes cartographies.

La classification issue de l'orthophotoplan permet de reproduire 74.4% en moyenne du réseau linéaire bocager. Les éléments représentés par cette cartographie sont relativement précis. La segmentation a permis de constituer des objets relativement conformes à la réalité des formes des canopées d'arbres. Plus le contraste est fort entre les canopées et les objets voisins (haie entre deux sols nus par exemple), plus les objets reproduisent correctement la forme des canopées. Au contraire, plus le contraste est faible (haie entre deux maïs très verts par exemple) plus les objets créés confondent les deux types de surfaces et donc ne reproduisent pas correctement la forme des canopées, ils débordent également sur la bordure de parcelle. Lorsque les bordures boisées sont bien représentées par la classification, la limite des différentes couvertures végétales est souvent confuse. En effet, entre deux canopées d'arbres, les espaces herbacés ou arbustifs ressortent également dans la classe de linéaire bocager. La grande majorité des erreurs d'omission et de commission est due à une importante confusion entre les objets. En effet, la réflectance et la texture des canopées d'arbres sur la donnée orthophotographique est similaire à beaucoup d'autres objets tels que des arbustes, ou des bordures herbacées, ou certaines couvertures végétales de parcelles. Par exemple, le maïs à la période de prise de vue (période estivale) est en pleine croissance, il couvre la totalité du sol de la parcelle et ressort avec la même intensité de réflectance que les canopées des arbres. Les réflectances et textures des prairies humides induisent également une grande confusion. Ces erreurs de confusion s'expliquent par la faible profondeur spectrale de cette donnée (une bande panchromatique) qui ne permet pas de distinguer les différents types de végétaux très verts, tels que le maïs en été, ou les prairies humides etc. De plus, l'ombre portée produite par les canopées engendre également une certaine confusion. Dans beaucoup de cas cette ombre portée est classée comme étant un objet de linéaire bocager. La précision de la géométrie des objets classés comme étant du linéaire bocager est donc peu fiable.

La classification issue de l'image KOMPSAT II est la plus précise. Elle permet de reproduire le réseau linéaire bocager avec une précision de 96.5% en moyenne. L'ensemble des canopées du réseau linéaire est représenté. La géométrie des objets est conforme à celle du terrain. Les erreurs d'omission et de commission sont faibles par rapport à l'ensemble des autres classifications. En effet, les erreurs produites sont due à une confusion ponctuelle avec certaines surfaces. Quelques parcelles de maïs ont une texture et une réflectance semblable à celle de canopées. En effet, à la date de prise de vue de l'image le maïs est en fin de croissance et prêt à être récolté. La surface de ces parcelles n'est pas lisse et la réflectance est proche de celle des canopées d'arbres. Dans certaines configurations, en bordure de champs par exemple, la confusion est possible. De même, certaines prairies ou friches aux structures grumeleuses et aux réflectances proche de celle des arbres peuvent induire également quelques confusions. Les erreurs d'omission sont assez rares, elles concernent essentiellement les haies émondées dont les canopées sont coupées et où seuls les troncs des arbres sont présents. Cette erreur d'omission due à la pratique de l'émondage est récurrente pour l'ensemble des classifications produites. La qualité de la classification du réseau

linéaire bocager est très satisfaisante. Les erreurs sont peu nombreuses et la géométrie des objets créés par la segmentation retranscrit de façon précise les formes des canopées des haies.

Tableau 5.15 – Résultats de la cartographie du réseau linéaire bocager pour l'ensemble du jeu de données.

ORTHOPHOTOPLAN	**KOMPSAT II**	**SPOT 5 (5 M)**
74.4% DE LINEAIRE REPRESENTE	**96.5% DE LINEAIRE REPRESENTE**	**87.8% DE LINEAIRE REPRESENTE**
ELEMENTS REPRESENTES :		
CANOPEES DES ARBRES OMBRES PORTEES	CANOPEES DES ARBRES	HAIES BOISEES TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 5M (25M²)
ELEMENTS NON REPRESENTES :		
CANOPEES DE TEXTURE HOMOGENE AU VOISINAGE	*ELEMENTS TRES FINS*	*HAIES FINES* *HAIES A ARBRES EPARS*
SPOT 5 (10 M)	**ASTER VNIR**	**IRS P6 LISS III**
83.5% DE LINEAIRE REPRESENTE	**70% DE LINEAIRE REPRESENTE**	**28% DE LINEAIRE REPRESENTE**
ELEMENTS REPRESENTES :		
HAIES BOISEES TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 10M (100M²)	HAIES BOISEES, LARGES, DOUBLES, BOSQUETS TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 15M (225M²)	GROUPE DE HAIES, MICRO-PAYSAGES FERMES TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 25M (625M²)
ELEMENTS NON REPRESENTES :		
HAIES FINES *HAIES A ARBRES EPARS*	*HAIES ISOLEES, FINES, A ARBRES EPARS*	*HAIES EN DEHORS DE MICRO-PAYSAGES FERMES*

La classification issue de l'image SPOT 5, à 5 mètres de résolution spatiale, est fine et permet de reproduire 87.8% en moyenne du réseau linéaire bocager. Elle représente les haies arborées dont la largeur de la canopée est supérieure à 5 mètres. En effet, la taille minimale du pixel conditionne la taille des objets et la détection des éléments fins. Les haies aux canopées fines, inférieures à 5 mètres de large, ne sont pas représentées dans la majorité des cas. Si les pixels de parts et d'autres des haies boisées fines sont suffisamment contrastés, alors la haie pourra être cartographiée. Dans le cas contraire, les pixels de 5 mètres ne peuvent reproduire une information de dimension inférieure. Les éléments non représentés par cette cartographie sont les haies fines, ou les haies à arbres épars dont la dimension de canopée est insuffisante pour être représentée à 5m de résolution spatiale. La cartographie du réseau linéaire bocager produite à partir de l'image SPOT 5 fusionnée est de très bonne qualité.

La classification issue de l'image SPOT 5, à 10 mètres de résolution spatiale, est globalement satisfaisante. Elle permet de reproduire 83.5% en moyenne du réseau linéaire bocager. Elle représente les haies arborées dont la tache d'un ensemble de canopées est supérieure à 10 mètres. Les haies aux canopées fines ou peu denses ne sont pas représentées. La encore, la taille minimale du pixel conditionne la taille des objets potentiellement cartographiables. La cartographie produite à partir de l'image SPOT 5 (10 m) est de bonne qualité pour la représentation du réseau linéaire bocager aux haies denses et épaisses.

La classification issue de l'image ASTER VNIR permet de reproduire 70% en moyenne du réseau linéaire bocager. Cette cartographie permet de représenter les haies arborées dont la tache d'un ensemble de canopées est supérieure à 15 mètres. Cela signifie que seules certaines configurations d'éléments sont cartographiées. Les éléments représentés sont les haies très larges, très épaisses et dont la couverture arborée est totale sur l'ensemble de la bordure. Lorsque le contraste entre ces haies et les parcelles adjacentes est fort, alors ces haies sont représentées. Les haies doubles, les croisements de haies, ou les bosquets, produisant des taches de canopées supérieures à 15 mètres de largeur sont également représentés. En dehors de ces configurations de groupes de haies, le reste du réseau linéaire bocager n'est pas représenté. La cartographie produite à partir de l'image ASTER VNIR est assez partielle, elle ne rend compte que de certaines configurations paysagères où le réseau est dense dans un espace restreint. C'est le cas en particulier dans les zones humides ou aux abords de groupes de prairies permanentes.

La classification issue de l'image IRS P6 LISS III permet de reproduire 28% en moyenne du réseau linéaire bocager. Cette cartographie permet de représenter les haies groupées ou formant un micro-paysage fermé, c'est-à-dire un maillage très serré de haies épaisses, dont la tache de canopées est supérieure à 25 mètres. Les haies en dehors de micro-paysages fermés ne sont pas représentées par la cartographie issue de l'image IRS P6 LISS III. Les résultats statistiques indiquent une mauvaise qualité de la cartographie du réseau linéaire bocager. Cependant, l'analyse cartographique indique une potentialité de caractérisation de certaines configurations du paysage bocager.

5.1.4. Discussion

Validation des classifications et analyse des confusions et des erreurs

La validation des classifications a été effectuée à partir de méthodes classiques, comme la constitution de matrices de contingence et le calcul d'un coefficient de Kappa et d'un indicateur défini plus récemment, le coefficient de performance de localisation (Klocation) qui consiste à évaluer la performance de la classification en termes de localisation des pixels classés.

L'analyse des matrices de contingence a été effectuée à partir de cartes comportant huit classes d'occupation du sol et non pas seulement la classification du réseau de haies en deux classes (« bocage », « non bocage »). Rappelons que pour chacune des dates de prise de vue des images (2002, 2004, 2005 et 2008) une carte de validation du réseau de haies et de l'occupation du sol a été effectuée. L'utilisation de ces cartes de références (comportant huit classes d'occupation du sol) constitue une information plus complète qui a permis de déterminer les catégories d'occupation du sol avec lesquelles les confusions entre les haies et les autres catégories sont les plus importantes. Il en ressort que les classes de prairie et de cultures (maïs ou céréales selon la période d'acquisition de l'image) sont les plus touchées par la confusion. Ainsi, la majorité des erreurs de commission comme d'omission, pour toutes les classifications, s'effectuent entre les classes « bocage » et « prairie ». Puis, la deuxième source de confusion s'effectue entre les classes de « bocage » et les cultures :

- pour les images dont la date de prise de vue correspond à la fin de l'été ou au début d'automne (KOMPSAT II, SPOT 5, ASTER VNIR), les confusions ont lieu avec la classe de « maïs ». En effet, à cette période de l'année en Bretagne, le maïs comporte une forte activité chlorophyllienne et sa réponse spectrale dans les bandes du proche infrarouge est sensiblement la même que les végétaux arborés constitutifs des haies.
- pour l'image IRS P6 LISS III, dont la date de prise de vue est du 27 mai 2005, les confusions avec la classe de « bocage » ont lieu également avec la classe « céréale ». En effet, à cette période de l'année en Bretagne, les céréales ont une forte activité chlorophyllienne et leur réponse spectrale dans les bandes du proche infrarouge est sensiblement la même que les végétaux arborés constitutifs des haies, tandis que le maïs est en début de croissance et à un stade phénologique où il se distingue bien du reste des autres types de surfaces.

La précision globale statistique des classifications est estimée par le coefficient de Kappa à près de 80% pour l'ensemble des cartes, sauf pour la classification produite à partir de l'image IRS P6 LISS III où le coefficient est légèrement inférieur à 70%. La performance globale de localisation des pixels des classifications est estimée par le coefficient Klocation à plus de 80% pour l'ensemble des cartes. Les résultats de validation relative à la localisation des pixels classés sont plus élevés que ceux estimés par le coefficient de Kappa. Ainsi, l'ensemble des classifications a pu être validé.

Analyses quantitatives et qualitatives des classifications produites

L'analyse quantitative des différentes cartes du réseau bocager a montré que les classifications produites à partir des images à très haute résolution spatiale permettent d'extraire plus de 80% du réseau linéaire de haies. C'est le cas des classifications produites à partir des images KOMPSAT II, SPOT 5 à 5 et 10 mètres. En revanche, les classifications produites à partir des images à haute résolution spatiale sont moins performantes : l'image ASTER VNIR a permis d'extraire 70% du

réseau linéaire de haies tandis que l'image IRS P6 LISS III seulement 28%. L'orthophotoplan, malgré une résolution spatiale très fine, n'a permis d'extraire que 74.4% du réseau linéaire de haies, ce qui s'explique par la faible résolution spectrale de cette donnée.

L'évaluation qualitative des cartographies du réseau bocager a permis de déterminer les types d'éléments extraits. Les classifications produites à partir des images à très haute résolution spatiale permettent d'extraire des éléments très fins constitutifs du réseau de haies, la classification la plus précise étant celle produite à partir de l'image KOMPSAT II. Malgré une évaluation quantitative assez faible, les cartographies produites par les images à haute résolution spatiale ASTER VNIR et IRS P6 LISS III ont montré un intérêt pour la caractérisation des configurations de paysages fermés, puisque ces images permettent de caractériser le réseau de haies au niveau des unités de paysage. L'utilisation de ce type de données semble appropriée à l'étude des paysages à une échelle plus globale que celle qui a été effectuée dans cette première partie de chapitre. En effet, les images à haute résolution spatiale, qui couvrent de plus larges étendues que les images à très haute résolution spatiale, semblent permettre d'étudier le réseau de haies à une échelle régionale. De plus, la disponibilité de ces données depuis les années 1980 offre la possibilité d'analyser l'évolution du réseau sur une période plus longue que les données à très haute résolution spatiale.

Relations entre les résolutions des images et les contextes paysagers

La détection du réseau de haies à partir d'images de télédétection est dépendante du contexte paysager. En effet, pour un même capteur, le pourcentage de détection des haies varie selon le contexte paysager. Plus le paysage est fermé (plus il y a de haies) plus les pourcentages de détection sont élevés ; au contraire, plus le paysage est ouvert (moins il y a de haies) moins les haies sont détectées par les capteurs et ce quelles que soient les caractéristiques du capteur considéré.

Le contraste entre les haies et l'occupation du sol des parcelles adjacentes joue un rôle important pour des capteurs à faible résolution spatiale et/ou spectrale. C'est le cas notamment de l'orthophotoplan (faible résolution spectrale) et des images ASTER VNIR et IRS P6 LISS III (aux résolutions spatiales grossières). En effet, les haies constituent des éléments fins dans le paysage agricole. Pour des données de télédétection à faible résolution spatiale (ASTER VNIR ou IRS P6 LISS III), ces éléments de paysage sont d'une largeur inférieure à la taille d'un pixel, ils n'apparaitront sur l'image que s'il existe un fort contraste spectral entre la haie et son voisinage (c'est-à-dire les parcelles adjacentes) ou si les éléments de haies sont suffisamment larges pour constituer l'élément dominant au sein d'un pixel. Pour l'orthophotoplan, qui bénéficie d'une résolution spatiale très fine mais d'une résolution spectrale très faible, les haies ne pourront être détectées et extraites que si le contraste entre les éléments de haies et le voisinage est bien marqué. Dans le cas contraire de nombreuses confusions apparaissent due à la trop faible profondeur spectrale de cette donnée.

La densité du réseau de haies joue un rôle important dans la capacité des capteurs à retranscrire avec précision ce réseau. En effet, un réseau de haies dense produit des unités de paysage fermé, souvent dans un contexte agricole à dominante prairiale ; alors que dans le cas d'un réseau de haies peu dense, les haies sont dispersées dans des paysages à forte dominante de culture le plus souvent. Les capteurs permettent de détecter plus facilement les haies d'un paysage fermé que celles d'un paysage ouvert.

La physionomie des haies est en grande partie déterminée par leur mode de gestion : une étude sur la physionomie des haies à Pleine-Fougères (Lotfi *et al.,* 2010) a montré que 38% des haies sont composées d'arbres émondés qui sont taillés tous les 10 à 12 ans. Un ou deux ans après la taille, les canopées restent très fines (il ne subsiste que le tronc principal et quelques débuts de repousses) et ne peuvent pas être détectés par les capteurs. Lofti *et al.* (2010) constatent que la proportion de haies émondées est plus importante sur le site A (réseau bocager dense) que sur les sites B et C (respectivement un réseau bocager intermédiaire et un réseau bocager lâche). Ainsi, sur le site A, la structure des haies est très hétérogène et présente à la fois les structures arborées les plus larges et les plus étroites. Cela explique des résultats de détection relativement médiocres de l'orthophotoplan (aux vues de sa résolution spatiale très fine) par rapport à la carte de référence produite par numérisation manuelle. En effet, la carte de référence considère une haie à partir du moment où une bordure de champ comporte un alignement minimal de trois arbres espacés au maximum de 10 mètres. La classification effectuée à partir de l'orthophotoplan considère dans ce cas uniquement trois canopées discontinues. La capacité de SPOT 5 à retranscrire l'ensemble du réseau de haies aussi finement est due à sa résolution spatiale fine et ses quatre bandes multispectrales. La résolution spectrale de ce capteur permet de distinguer les différents couverts végétaux, sa résolution spatiale fine (5 ou 10 mètres) fait que ce capteur est le plus adapté aux caractéristiques des paysages discuté ci-dessus. Cette différence de représentation des types de cartes est un point clé qui doit guider le choix des types de capteurs selon le type de cartographie que l'on souhaite produire.

5.2. Evaluation écologique multi-échelle des données de télédétection

La plupart des cartes utilisées dans les études en écologie du paysage ont été produites à partir de données de télédétection (Burnett, Blaschke, 2003 ; Groom *et al.,* 2006 ; Rocchini *et al.,* 2007). Cependant, le contenu de l'information écologique de ces cartes n'a pas été évalué. Dans cette deuxième partie de chapitre, nous proposons d'évaluer le contenu aussi bien structurel que fonctionnel de cartographies issues des classifications de données de télédétection aux résolutions spatiales et spectrales variées (présentées dans la première partie de ce chapitre).

Les études effectuées en écologie du paysage ont montré que la plupart des espèces sont tributaires de la composition du paysage et de la configuration de ses éléments (Fahrig *et al.,* 2011). Pour prospérer dans une région, une population de plantes ou d'animaux a besoin de certaines conditions pour croître, se disperser, se nourrir et se reproduire. Cela implique que les individus doivent pouvoir se déplacer sur le territoire et qu'ils doivent également disposer des éléments nécessaires pour conserver une population minimale viable. Afin d'étudier les relations entre les facteurs de biodiversité et d'environnement, il apparaît donc pertinent d'évaluer la capacité d'unités de paysage de différentes tailles à assurer des conditions de vie favorables aux espèces considérées.

L'objectif principal de cette deuxième partie de chapitre est de déterminer l'information structurelle et fonctionnelle des cartes produites à partir de différentes données de télédétection. Nous avons cherché 1- à comprendre l'influence des changements de résolution spatiale des cartes sur la représentation structurelle du réseau de haies et 2- à étudier comment l'information structurelle des cartes produites à partir de données de télédétection permet d'expliquer la distribution des espèces. Pour cela, nous avons choisi deux espèces de carabes avec des exigences écologiques contrastées. Cette étude a été effectuée sur le site de Pleine Fougères (cf. Chapitre 3 - § 3.2).

Ce travail a été effectué en collaboration avec des chercheurs de l'Unité du SAD Paysage de l'INRA de Rennes (C. Vasseur et J. Baudry).

5.2.1. Données

Les données utilisées pour cette étude sont de deux types : les cartographies du linéaire bocager produites précédemment (cf. § 5.1.) et des données biologiques, c'est-à-dire l'abondance de deux espèces de carabes sur le site d'étude.

5.2.1.1. Les cartographies du réseau linéaire bocager

Les cartes du linéaire bocager utilisées ont été produites à partir de données de télédétection (Tableau 5.16). Deux cartes ont été produites à partir de l'orthophotoplan, l'une par numérisation manuelle (appelée *MD*), l'autre par classification supervisée (appelée *Ortho*). L'image SPOT 5 a permis de générer deux cartographies, l'une à 5 mètres de résolution spatiale (*Spot5*), l'autre à 10 mètres de résolution spatiale (*Spot10*). Enfin, les images ASTER VNIR et IRS P6 LISS III ont permis de produire deux cartographies (respectivement *Aster* et *Irs*).

Tableau 5.16 – Caractéristiques des cartes du linéaire bocager produites à partir des données de télédétection.

	Orthophotoplan		**SPOT 5**		**ASTER VNIR**	**IRS P6 LISS III**
Date	Été 2001		24/09/2002		09/09/2004	27/05/2005
Résolution spatiale (m)	0.5		5	10	15	23
Résolution spectrale (µm)	Panchromatique		P: 0.51-0.73	B1: 0.50 - 0.59 B2: 0.61 - 0.68 B3: 0.78 - 0.89 B4: 1.58 - 1.75	B1: 0.52 - 0.60 B2: 0.63 - 0.69 B3: 0.78 - 0.86	B1 : 0.52 - 0.59 B2: 0.62 - 0.68 B3 : 0.77 - 0.86 B4 : 1.55 - 1.70
Traitements effectués	Numérisation manuelle	Classification supervisée	Classification supervisée	Classification supervisée	Classification supervisée	Classification supervisée
Nom de la carte	***MD***	***Ortho***	***Spot5***	***Spot10***	***Aster***	***Irs***

5.2.1.2. Les données biologiques

Afin d'évaluer le contenu de l'information écologique des cartes, nous avons choisi deux espèces de carabes comme espèces modèles. Les carabes sont des espèces largement utilisées pour étudier l'état de la biodiversité dans les paysages agricoles (Kromp, 1999). Les études menées à Pleine-Fougères ont montré la relation existant entre la présence et l'abondance de carabes selon la structure du paysage (Aviron *et al.,* 2005; Burel *et al.*, 1998). Les deux espèces choisies, *l'Abax parallelepipedus* et le *Pterostichus melanarius,* possèdent des caractéristiques bien connues par les écologues (Figure 5.15).

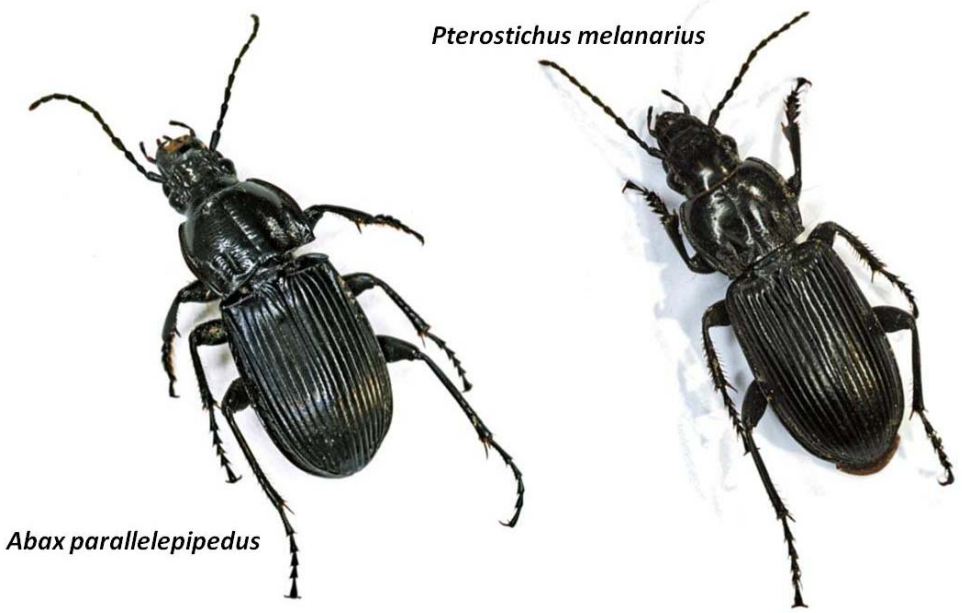


Figure 5.15 – Les deux espèces de carabes choisies : à gauche l'*Abax parallelepipedus*, à droite le *Pterostichus melanarius* (Photographies : O. Jambon – UMR Ecobio CNRS ; J.L. Roger – INRA SAD Paysage).

L'*Abax parallelepipedus* est une espèce forestière qui vit et se reproduit dans des habitats boisés tels que les haies denses. Le *Pterostichus melanarius* est une espèce qui se reproduit dans les champs cultivés et qui hiberne dans les bordures de champs. Ces deux espèces diffèrent par leur amplitude maximale de déplacements journaliers : l'*Abax parallelepipedus* effectue 10 mètres de déplacements au maximum par jour (Charrier *et al*., 1997) ; le *Pterostichus melanarius* effectue jusqu'à 73 mètres au maximum (Lys, Nentwig, 1992). Pour l'*Abax parallelepipedus*, les haies constituent des corridors facilitant leurs déplacements (Charrier *et al.*, 1997), tandis que pour le *Pterostichus melanarius*, les haies sont considérées comme des obstacles (Thomas *et al.*, 1998). Un paysage comportant une très forte densité de haies constitue alors un habitat favorable à l'*Abax parallelepipedus* du fait des conditions climatiques locales proches des conditions forestières (présence d'ombre et atténuation du vent) et de la connectivité des espaces par la présence de boisements linéaires. A l'inverse, l'habitat privilégié du *Pterostichus melanarius* se situe dans des contextes paysagers ouverts, des espaces céréaliers comportant des bordures de champs perméables faciles à traverser.

Les données biologiques ont été recueillies par S. Petit (Petit, Burel, 1998) sur la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères, au centre des sous sites A, B et C. Cette configuration a été choisie afin de représenter au mieux la diversité du gradient paysager, des structures des haies et de l'utilisation des terres (Baudry et *al*., 2003). Au total, 74 unités d'échantillonnage ont été utilisées, soit 23 sur le site A, 26 sur le site B et 25 sur le site C. Une unité d'échantillonnage est composée de trois pièges. Les pièges ont été placés au sommet des talus, à l'intérieur des haies et les données ont été recueillies une fois par semaine pendant cinq semaines entre les mois de mai et juin 1997.

5.2.2. Méthodologie

La méthodologie d'évaluation des cartographies du linéaire bocager réalisées à partir des données de télédétection s'effectue en deux temps : dans un premier temps il s'agit de déterminer l'information structurelle contenue, à partir de deux métriques paysagères (le *gradient d'ouverture du paysage* et la *densité de haies*) à différentes échelles pour les six cartes; dans un second temps il s'agit d'évaluer la corrélation existante entre les cartographies (à travers les deux métriques paysagères précédentes) et la distribution spatiale des deux espèces de carabes.

5.2.2.1. *Evaluation multiscalaire de la structure des haies*

Nous avons analysé la structure des paysages des six cartes du linéaire bocager à partir de deux métriques calculées dans des fenêtres de différentes tailles : 100, 250 et 1000 mètres. Les deux métriques utilisées sont : la *densité de haies* (appelée *HD*) et le *gradient d'ouverture du paysage* (appelée *LG*). La *densité de haies* correspond à la superficie du linéaire bocager par rapport à la superficie totale considérée. Cette première métrique est simple. La seconde métrique est le *gradient d'ouverture du paysage ;* il n'y a pas pour celle-ci de mesure spécifique existante. Nous proposons ici une approche novatrice qui permet de décrire des gradients de structures, c'est-à-dire des configurations spatiales ouvertes ou fermées. Si on considère uniquement la densité d'un élément dans le paysage, lorsque l'élément est peu présent, de nombreux arrangements spatiaux sont possibles. Par exemple, dans un paysage où les haies sont peu nombreuses, elles peuvent être soit groupées, soit dispersées, ce qui va créer des conditions écologiques différentes (Figure 5.16). La

présence de quelques haies groupées dans le paysage suffit à recréer des conditions écologiques « forestières » pour de petits animaux.

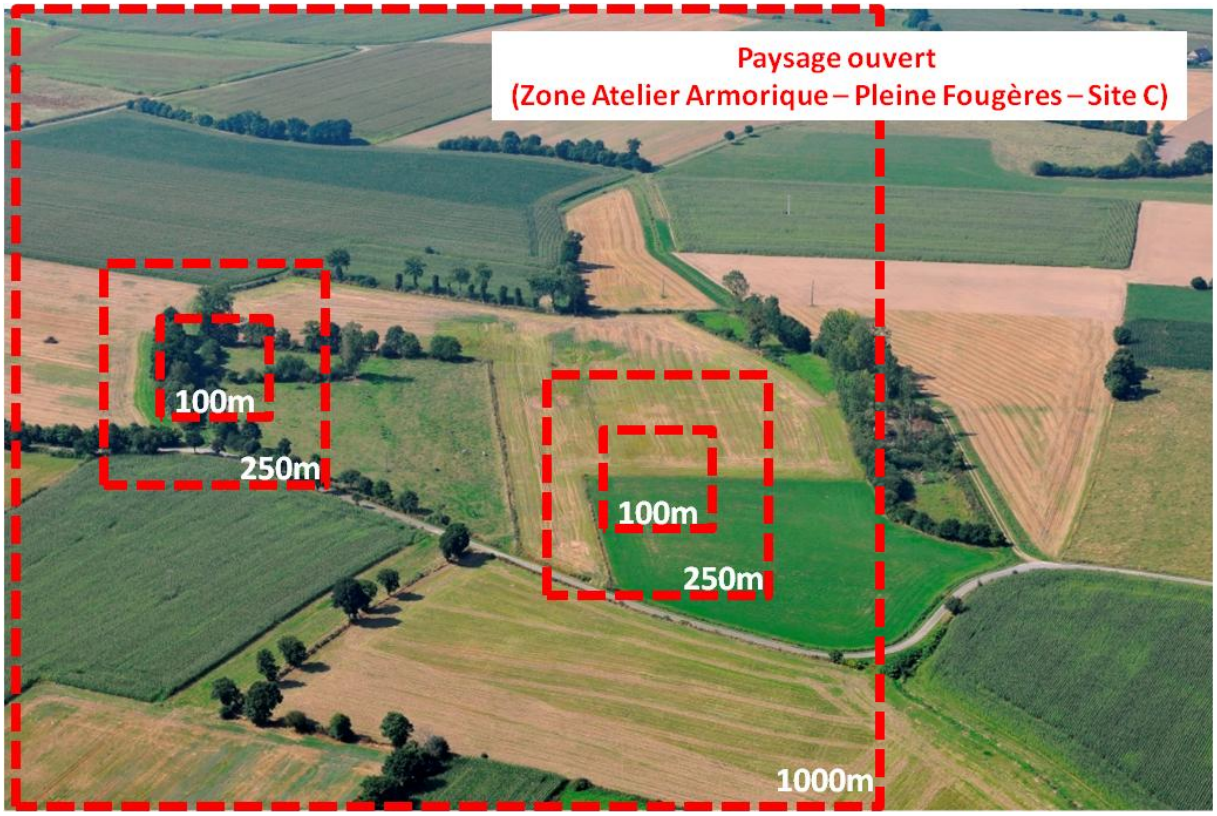


Figure 5.16 – Dans un paysage où la densité de haies est très faible, la répartition spatiale des haies peut offrir des conditions écologiques très différentes selon les points donnés.

Une fois la première métrique paysagère -*densité de haies*- calculée, la seconde métrique paysagère -*gradient d'ouverture du paysage*- a été produite de la manière suivante : une carte de distance a été dérivée de chaque carte du linéaire bocager rastérisée (soit six cartes de distance au total). Pour une carte de distance donnée, chaque pixel de la carte a été classé en fonction de sa distance à la haie la plus proche. Quatre classes ont été utilisées: (0) pour les pixels « haie », (1) pour les pixels à moins de 50 mètres d'une haie, (2) entre 50 et 100 mètres d'une haie et (3) plus de 100 mètres d'une haie (Figure 5.17a). Ces classes ont été choisies car elles représentent des indicateurs de conditions microclimatiques pertinentes en écologie (Caborn, 1955). Notons que la configuration spatiale des haies autour des champs joue un rôle sur la présence et l'étendue des différentes classes de distance. Si on considère une parcelle carrée et une parcelle rectangulaire, pour une même longueur de linéaire de haies (périmètre), le nombre de pixels dans la troisième classe de distance (> 100 m) varie, il est plus faible si la parcelle est rectangulaire, plus fort si elle est carrée (Figure 5.17b).

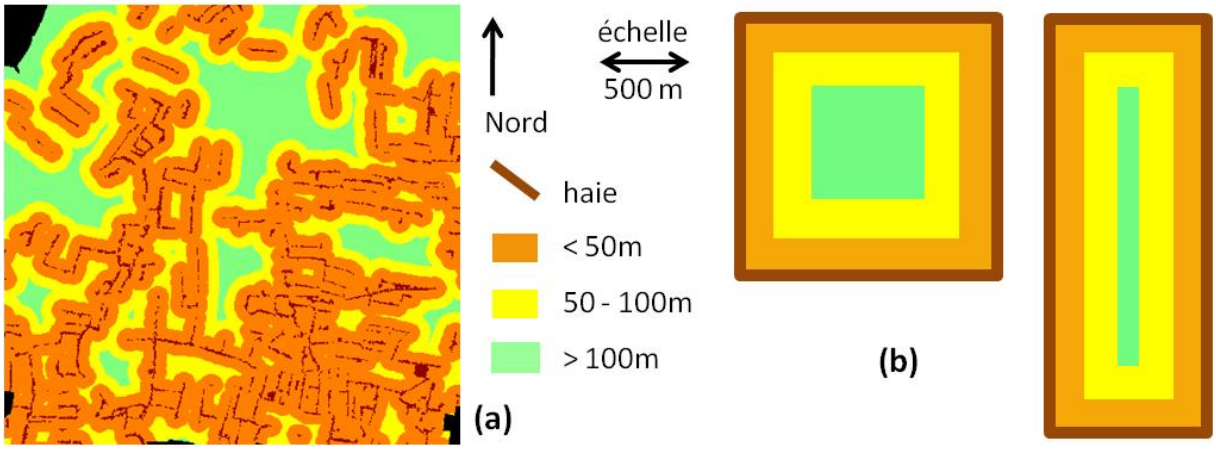


Figure 5.17 – a) Exemple de carte de distance (à partir de *Spot5*) ; b) Illustration de la variation du gradient d'ouverture selon la forme de la parcelle : le pourcentage de couverture de la classe de distance 3 (> 100 m) varie de 25% pour une parcelle carrée à 14% pour une parcelle rectangulaire.

Ensuite, nous avons construit le *gradient d'ouverture du paysage* pour chacune des cartes. La méthode a consisté à calculer le nombre de pixels des différentes classes de distance par rapport aux haies contenus dans des fenêtres carrées (de 100, 250 ou 1000 mètres) centrées sur des points échantillons espacés de 20 mètres. Cet échantillonnage de 20 mètres est suffisamment fin pour l'étude du paysage même dans les configurations les plus fermées (une résolution plus fine de 10 mètres a été testée mais elle n'apportait pas d'information supplémentaire significative). A partir de ces matrices, une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été effectuée. Le premier axe de l'AFC constitue le *gradient d'ouverture du paysage* (c'est-à-dire l'espace de référence). Une AFC a été calculée pour chaque carte et pour trois tailles de fenêtres (100x100 mètres, 250x250 mètres et 1000x1000 mètres) en utilisant la même méthode. Il en résulte dix-huit *gradients d'ouverture du paysage* (dix-huit espaces de référence), soit un pour chaque carte et pour chaque taille de fenêtre (la taille de la fenêtre correspondant à l'échelle d'analyse).

Enfin, nous avons ajouté les points de piégeage des carabes dans les espaces de référence afin de pouvoir caractériser le paysage autour des pièges (Benzécri et Benzécri, 1984).

5.2.2.2. Analyse statistique à partir des métriques paysagères

Afin d'évaluer une à une les structures internes des cartes, nous avons utilisé le test de corrélation de Pearson et avons testé les corrélations entre *HD (densité de haies)* et *LG (gradient d'ouverture du paysage)* pour toutes les cartes. Les relations entre les deux métriques ont été calculées pour les trois échelles spatiales (c'est-à-dire les trois tailles de fenêtres) en utilisant les fenêtres situées autour des points d'échantillonnage des carabes. Notons que *HD* et *LG* ont des propriétés différentes : la *densité de haies* (*HD*) ne dépend que des haies présentes à l'intérieur de la fenêtre considérée, c'est-à-dire la densité de pixels assignés comme « haie » ; le *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*) prend en compte également les haies qui entourent la fenêtre. Si une haie est en bordure extérieure d'une fenêtre, l'espace en bordure intérieure de la fenêtre comportera la classe < 50 m (classe de distance 1) ; si la haie est située à 100 mètres de la bordure de la fenêtre, la classe > 100 m apparaît à l'intérieur de cette même fenêtre. Si on considère une fenêtre de 100 m, *HD*

caractérise principalement la largeur de la haie et *LG* la présence ou l'absence de la haie sur la carte. En outre, nous avons émis l'hypothèse que, lorsque la taille de la fenêtre augmente, le nombre de haies à l'intérieur de la fenêtre augmente également, ce qui conduit à une diminution du poids relatif de chaque haie en faveur d'une plus grande sensibilité à la longueur totale des haies. Cela peut conduire à une meilleure corrélation entre les deux variables à plus grande échelle.

5.2.2.3. Analyse statistique à partir des données biologiques

L'analyse statistique des données biologiques a été effectuée par C. Vasseur. Elles ont pour objectif de déterminer, à partir de l'information paysagère retranscrite par les cartes (en l'occurrence *HD* et *LG*), la capacité de chaque carte à permettre d'expliquer de l'information écologique. Pour cela, chaque carte a été testée pour les deux espèces à partir d'un modèle de régression logistique. Les modèles ont été construits séparément, par espèce, par carte, par métrique et par taille de fenêtre, ce qui représente 36 modèles statistiques par espèce.

Le pouvoir explicatif des métriques paysagères sur la distribution des abondances des deux espèces a été analysé à l'aide de Modèles Linéaires Généralisés (GLM). Ce type de modèle est adapté dans le cas où la variance des données n'est pas constante et/ou lorsque l'erreur n'est pas distribuée selon une loi normale, ce qui est le cas des données de comptage. Le modèle a été paramétré avec une loi de Poisson et une fonction de lien logarithme qui sont adaptées aux données de comptage. Par ailleurs, comme la distribution spatiale des carabes est typiquement agrégée, on est fréquemment confronté à un jeu de données présentant une sur-dispersion des résidus (autrement dit, la variance des résidus est supérieure à la moyenne) (Lehvävirta *et al.*, 2006). Afin de prendre en compte cette particularité du jeu de données, une loi binomiale négative a été spécifiée pour la distribution de l'erreur. Toutes les analyses ont été effectuées à partir du logiciel R 2.9.0 (R Development Core Team, 2010). Pour les variables significatives, la performance des modèles a été comparée en utilisant la variance totale expliquée.

5.2.3. Résultats

5.2.3.1. Evaluation multiscalaire de la structure des haies

Les points d'échantillonnage des carabes positionnés en dehors des haies présentes sur les cartes ont été mis de côté pour les analyses (c'est-à-dire les erreurs dues à la sous-détection des haies par les capteurs de télédétection). En effet, lors de tests préliminaires, la conservation de ces points dans les analyses statistiques a conduit à plusieurs valeurs non explicables (car non-existantes) dans les relations entre les variables et entre les différentes cartes. Le nombre de ces erreurs augmente avec la diminution de la résolution spatiale des images desquelles les cartes ont été dérivées: 8 points sur 74 pour *Ortho*, 27 pour *Spot5*, 28 pour *Spot10*, 40 pour *Aster* et 60 pour *Irs*. Pour *MD*, la totalité des points d'échantillonnage sont correctement placés sur des haies cartographiées (ceci est du à la construction de la carte qui a été numérisée manuellement).

Les deux métriques paysagères (*HD* et *LG*) ont toujours une corrélation négative. Pour toutes les cartes, les corrélations entre *HD* et *LG* augmentent au fur et à mesure que la taille des fenêtres augmente : les corrélations sont de 0.26 (± 0.11), 0.47 (± 0.15), 0.91 (± 0.05) en moyenne, respectivement à 100, 250 et 1000 mètres (Tableau 5.17, Figure 5.18). Les corrélations à une échelle

de 100 mètres sont plus faibles pour les cartes dont la résolution spatiale des images de départ est fine que pour les autres cartes (0.10, 0.21, 0.22 pour respectivement *Ortho*, *Spot5* et *Spot10*). A une taille de fenêtre de 1000 mètres en revanche, les corrélations de l'ensemble des capteurs sont très élevées (de 0.85 à 0.94). En effet, aux échelles les plus fines, chaque différence de structure est prise en compte et augmente les différences entre les deux variables (*HD* et *LG*). Ces résultats suggèrent que l'information contenue par les variables de densité et le gradient d'ouverture sont complémentaires et sont bien retranscrites par les cartes à une échelle fine. En revanche, à une taille de fenêtre de 1000 mètres, l'information contenue par les variables est très redondante pour l'ensemble des cartes.

Tableau 5.17 – Coefficients de corrélation (R^2) calculés entre la variable *densité de haies* (*HD*) et la variable *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*) pour chaque carte dans une taille de fenêtre de 100, 250 et 1000 m. Toutes les corrélations sont significatives (Test de Pearson, N=74).

R²	**100 m**	**250 m**	**1000 m**
MD	0.37	0.62	0.94
Ortho	0.10	0.36	0.92
Spot5	0.21	0.35	0.90
Spot10	0.22	0.40	0.94
Aster	0.28	0.38	0.88
Irs	0.40	0.70	0.85

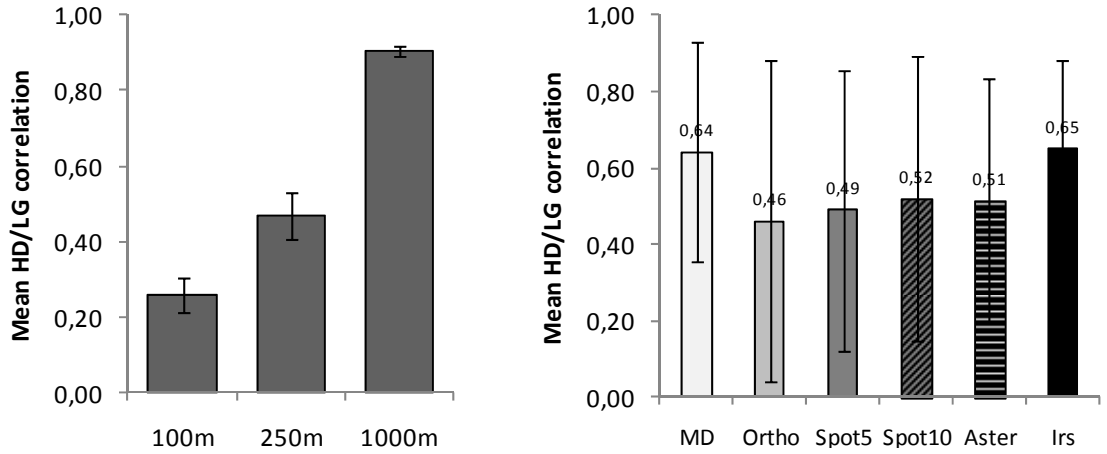


Figure 5.18 – Coefficients de corrélation entre la variable *densité de haies* (*HD*) et la variable *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*) ; à gauche, pour les différentes tailles de fenêtre (100, 250 et 1000 m) ; à droite, selon les différentes cartes du réseau bocager. Toutes les corrélations sont significatives (Test de Pearson, N=74).

Si on analyse les corrélations des métriques paysagères *HD* et *LG* entre les cartes (Tableau 5.18), on observe que les corrélations augmentent au fur et à mesure que la taille des fenêtres augmente. Pour une taille de fenêtre de 100 mètres, les corrélations entre les métriques paysagères *HD* et *LG* sont très différentes, même pour les cartes aux résolutions spatiales les plus fines. A l'inverse, ces corrélations sont très proches et très élevées pour les fenêtres de 1000 mètres. A 100 et 250 mètres, les cartes sont plus semblables et donc les corrélations sont plus fortes pour la variable de *densité de haies* que pour la variable de *gradient d'ouverture du paysage*. On note cependant, à 100 et 250 mètres, que pour les deux métriques paysagères, les cartes *Spot5*, *Spot10* et *Aster* sont bien corrélées.

Tableau 5.18 – Coefficients de corrélation (R^2) pour les deux variables paysagères (*densité de haies HD* et *gradient d'ouverture du paysage LG*), calculés entre les cartes (*MD, Ortho, Spot5, Spot10, Aster, Irs*), pour les fenêtres de taille de 100, 250 et 1000 m. Seules les corrélations significatives sont présentées (Test de Pearson, N=74). NS : Non Significatif.

R^2		HEDGEROW DENSITY (HD)						LANDSCAPE GRAIN (LG)					
		MD	***Ortho***	***Spot5***	***Spot10***	***Aster***	***Irs***	***MD***	***Ortho***	***Spot5***	***Spot10***	***Aster***	***Irs***
100 m	***MD***	1.00						1.00					
	Ortho	0.41	1.00					NS	1.00				
	Spot5	0.33	0.57	1.00				NS	NS	1.00			
	Spot10	0.26	0.32	0.64	1.00			NS	NS	0.91	1.00		
	Aster	0.10	0.32	0.41	0.25	1.00		0.05	0.19	0.82	0.70	1.00	
	Irs	NS	0.13	0.07	NS	0.08	1.00	0.11	NS	0.16	0.13	0.21	1.00
250 m	***MD***	1.00						1.00					
	Ortho	0.88	1.00					0.67	1.00				
	Spot5	0.79	0.83	1.00				0.51	0.37	1.00			
	Spot10	0.80	0.80	0.88	1.00			0.47	0.21	0.90	1.00		
	Aster	0.65	0.60	0.71	0.68	1.00		0.52	0.44	0.92	0.84	1.00	
	Irs	0.64	0.69	0.66	0.55	0.52	1.00	0.45	0.27	0.33	0.28	0.44	1.00
1000 m	***MD***	1.00						1.00					
	Ortho	0.99	1.00					1.00	1.00				
	Spot5	0.97	0.96	1.00				0.95	0.95	1.00			
	Spot10	0.93	0.90	0.98	1.00			0.97	0.97	0.96	1.00		
	Aster	0.93	0.96	0.90	0.81	1.00		0.96	0.94	0.97	0.94	1.00	
	Irs	0.93	0.96	0.94	0.87	0.97	1.00	0.95	0.96	0.88	0.95	0.88	1.00

5.2.3.2. Evaluation écologique des cartographies des haies

L'analyse statistique de cette étape a été effectuée à partir de Modèles Linéaires Généralisés (GLM).

5.2.3.2.1. Le *Pterostichus melanarius*

La figure 5.19 présente les pourcentages de variance expliquée pour l'espèce *Pterostichus melanarius* par l'ensemble des cartes aux trois tailles de fenêtres et pour les deux variables paysagères.

L'analyse de ces résultats met en avant le fait que les deux métriques paysagères *HD* et *LG* permettent d'expliquer la distribution de cette espèce et cela aux trois échelles 100, 250 et 1000 mètres. Cependant, on note qu'à toutes les échelles, la variable *densité de haies* (*HD*) possède un meilleur pouvoir d'explication que la variable *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*). Le meilleur pouvoir explicatif est obtenu avec la variable *HD* à une taille de fenêtre intermédiaire (250 m) avec la carte issue de la classification de l'orthophotoplan (*Ortho*) avec 36.3% de la variance expliquée. Pour la variable *LG*, le meilleur pouvoir explicatif est obtenu à une taille de fenêtre de 250 mètres avec la cartographie issue de la numérisation manuelle des haies (*MD*) avec 30.3% de la variance expliquée.

Pour la variable *densité de haies* (*HD*), les cartes les plus fines (*MD*, *Ortho*, *Spot5*) sont plus informatives à des tailles de fenêtre de 100 et 250 mètres que les cartes plus grossières (*Aster*, *Irs*). A 100 mètres, la carte la plus informative est *Spot5*, qui représente 22.8% de variance expliquée. A 250 mètres, *MD*, *Ortho* et *Spot5* ont un pouvoir d'explication assez équivalent (entre 34.5% et 35.6% de variance expliquée). A 1000 mètres, *Spot5* et *Spot10* ont le plus faible pouvoir d'explication, toutes les autres cartes ayant un pourcentage de variance expliquée supérieur. *Aster* totalise 23.7% de variance expliquée à cette échelle.

Pour la variable *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*), on note que le pourcentage de variance expliquée n'est pas en lien avec la finesse des cartes proposées. Pour une taille de fenêtre de 100 mètres, seules *MD* et *Irs* sont significatifs, expliquant respectivement 12.2% et 9.7% de la variance. Pour une taille de fenêtre de 250 mètres, *MD*, *Ortho* et *Irs* ont le meilleur pouvoir d'explication avec respectivement 30.3%, 16.1%, 16% de variance expliquée. Les autres cartes expliquent moins de 5% de la variance. Pour une taille de fenêtre de 1000 mètres, toutes les cartes semblent avoir un pouvoir explicatif assez équivalent, 13% de la variance expliquée pour *Irs*, 14% pour *Spot10* et 20.8% pour *Aster*.

5.2.3.2.2. L'*Abax parallelepipedus*

La distribution spatiale de l'*Abax parallelepipedus* est expliquée positivement par la variable *HD* et négativement par la variable *LG* dans les fenêtres de taille de 100 et 250 mètres. A ces deux échelles, la variable *LG* est plus explicative que la variable *HD*. Pour les deux variables, la carte la plus explicative est *Spot5* à 100 mètres (15.4% et 19.4% de variance expliquée respectivement par *HD* et *LG*) (Figure 5.18). A 250 mètres, *Spot10* est la carte la plus explicative. A 1000 mètres, aucune carte n'a de résultat significatif pour les deux variables. Contrairement aux résultats produits précédemment avec l'analyse du *Pterostichus melanarius*, certaines cartes n'ont jamais de pouvoir explicatif pour la distribution spatiale de l'*Abax parallelepipedus*. C'est le cas de la carte la plus fine, *Ortho* et la plus grossière, *Irs*. On note qu'il existe de grandes similitudes entre les cartes *Spot5*,

Spot10 et *Aster*, ce qui avait déjà été révélé par les précédents résultats de l'analyse des corrélations entre les variables *HD* et *LG*. La similarité de ces trois cartes explique pourquoi la carte *Aster* a un pouvoir explicatif sur la distribution spatiale de cette espèce, malgré une résolution spatiale du capteur assez grossière.

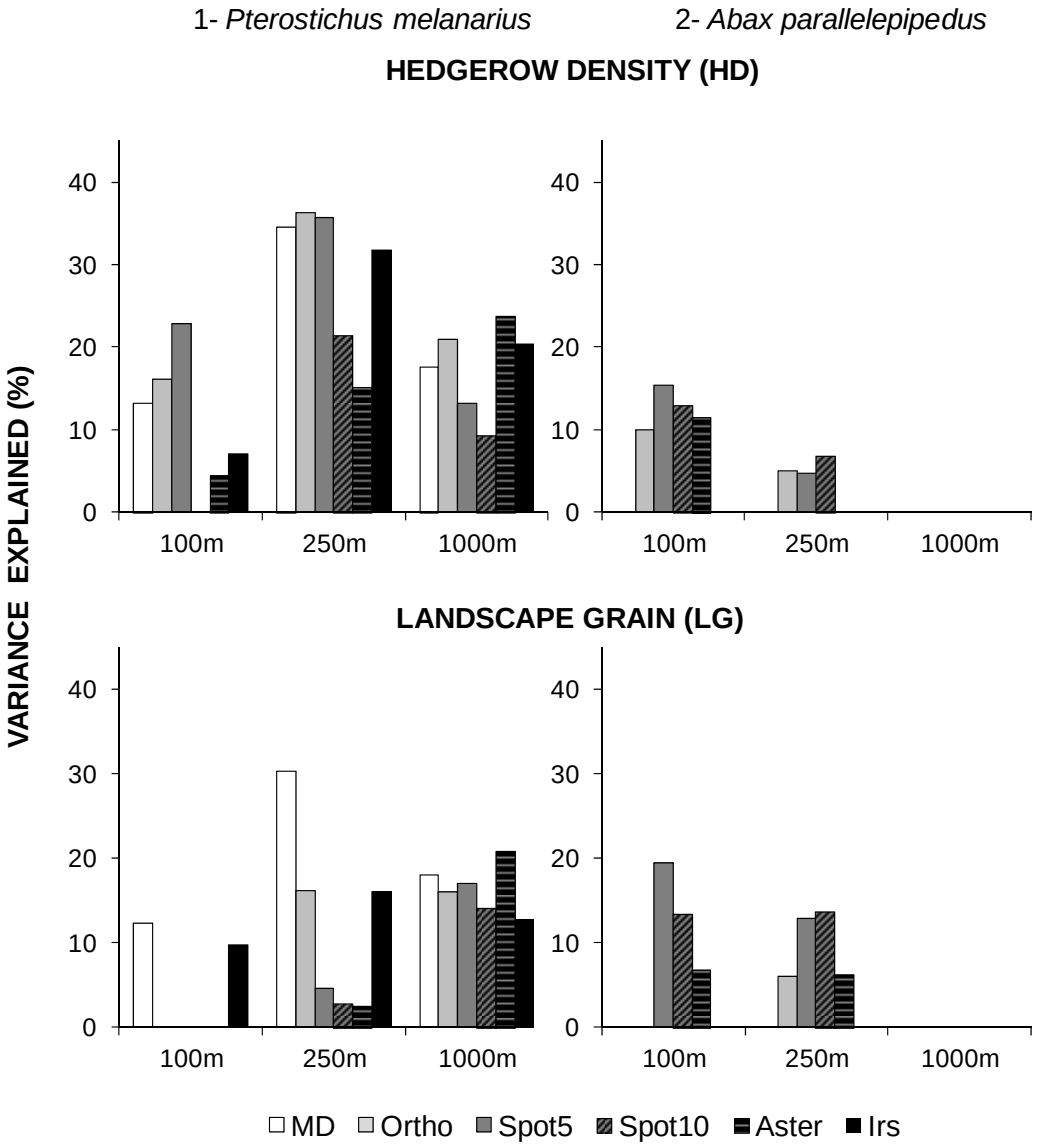


Figure 5.19 – Pourcentage de variance expliquée pour les deux métriques paysagères (*densité de haies - HD* - et *gradient d'ouverture du paysage - LG*), pour chaque carte, à 100 m, 250 m et 1000 m et pour les deux espèces considérées (*Pterostichus Melanarius* et *Abax Parallelepipedus*). Seules les corrélations significatives sont présentées (GLM, $p < 0.05$, N=74).

5.2.4. Discussion

L'évaluation par les variables paysagères et les données écologiques des cartes de haies produites à partir d'images de télédétection montre que l'ensemble des cartes produites permet de dégager une information écologique différente et complémentaire.

Interactions entre les cartes et les variables paysagères

Les variables paysagères (*densité de haies HD* et *gradient d'ouverture du paysage LG*) ne permettent pas de distinguer la densité du réseau de haies et l'ouverture du paysage à une échelle fine pour les cartes les plus grossières (en particulier *Irs*). En effet, les cartes grossières n'expriment pas la structure spatiale du réseau, elles ne détectent que les intersections des haies (nœuds) et les unités de paysages fermés constitués de haies très denses et spatialement proches les unes des autres. Les informations concernant la structure des haies sont implicitement retranscrites dans ces cartes. Par conséquent, la mesure du gradient d'ouverture du paysage, dans ce cas, n'a qu'un sens limité. Enfin, en raison des modes de gestion asynchrones des haies (toutes les haies émondées ne sont pas taillées la même année), on retrouve des haies aux structures larges et denses à proximité de haies émondées fines dans un même contexte paysager (site A). On peut penser que les capteurs aux résolutions spatiales grossières sous-estiment les haies fines et surestiment les haies denses. Une compensation spatiale s'effectue entre ces différents types de structures. Cela conduit à un biais au niveau de la construction de variables paysagères et engendre 1- une augmentation des corrélations entre *HD* et *LG* pour les cartes grossières et 2- une augmentation de la corrélation entre les cartes fines et grossières pour la variable de densité uniquement (*HD*). Ces deux points ont été observés lors des analyses effectuées pour les tailles de fenêtre de 250 mètres, ce qui correspond à une échelle de paysage combinant les haies fines et grossières.

Le choix des cartes dans les recherches en écologie du paysage : sensibilité des espèces selon les résolutions spatiales des cartes

La distribution des deux espèces de carabes a été expliquée par les deux variables, la *densité de haies* (*HD*) et le *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*). Toutefois, la distribution du *Pterostichus melanarius* est mieux expliquée par la variable de *densité de haies*, alors que la distribution de l'*Abax parallelepipedus* est mieux expliquée par le *gradient d'ouverture du paysage* aux échelles fines et intermédiaires (fenêtre de 100 et 250 mètres).

Ces observations recoupent les connaissances relatives aux modes de vie de ces espèces, l'*Abax parallelepipedus* étant très dépendant des conditions microclimatiques dans son mode de vie (Petit, Burel, 1998). De plus, la dispersion de l'*Abax parallelepipedus* est potentiellement plus restreinte puisque cette espèce se déplace de 10 mètres au maximum par jour (Charrier *et al.,* 1997) tandis que le *Pterostichus melanarius* peut effectuer jusqu'à 73 mètres de déplacements par jour au maximum (Lys, Nentwig, 1992). Par conséquent, la distribution de l'*Abax parallelepipedus* est mieux corrélée à des échelles plus fines. Globalement, en raison de ces caractéristiques écologiques, toutes les cartes expliquent plus ou moins bien la distribution du *Pterostichus melanarius*. En outre, l'écart de la variance expliquée entre les cartes fines et grossières diminue avec l'échelle spatiale de la fenêtre considérée. A 1000 mètres, toutes les cartes sont équivalentes, en particulier si on considère

la variable de *gradient d'ouverture du paysage*. Au contraire, certaines cartes (*MD* et *Irs*) ne sont pas du tout explicatives pour la distribution de l'*Abax parallelepipedus*.

Ces résultats confirment que plus une espèce est sensible à l'arrangement spatial du réseau de haies à une échelle fine, plus les résultats sont sensibles à la finesse de la cartographie testée. Le fait que des espèces réagissent de manière différente aux structures du paysage à différentes échelles est bien établi (Riitters *et al.,* 1997). Chust *et al*. (2004) n'ont pas trouvé de différence entre deux capteurs (Landsat TM: 30x30 m et SPOT 4 : 20x20 m) dans l'analyse des relations entre « espèce » et « paysage », peut-être parce que la différence de résolution spatiale et spectrale de ces capteurs n'est pas assez prononcée. L'utilisation des cartes à différentes résolutions spatiales doit être envisagée afin de mieux comprendre comment les caractéristiques du paysage influencent la répartition des espèces.

Le choix des cartes à l'avenir

L'évaluation de la pertinence écologique des cartes montre que :

- les cartes les plus pertinentes sont différentes pour les deux espèces analysées : *MD* et *Irs* ne sont pas appropriées pour expliquer la distribution de l'*Abax parallelepipedus*, mais sont parmi les meilleures cartes pour l'explication de la distribution du *Pterostichus melanarius* ;
- le pouvoir d'explication d'une carte change lorsque l'on change d'échelle (taille de fenêtre d'analyse). Les cartes les plus fines ne produisent pas toujours les meilleures corrélations, d'autant plus aux échelles les plus fines. Une des raisons est que l'information contenue dans les cartes ne dépend pas seulement de la configuration paysagère, mais aussi et surtout de la capacité d'un capteur à retranscrire un réseau de haies ;
- les résolutions spatiales et spectrales des capteurs doivent être analysées conjointement. Rocchini *et al.* (2007), en utilisant des données à très haute résolution spatiale Quickbird, ont démontré que les bandes du spectre visible ne fournissent pas l'information suffisante pour évaluer la richesse floristique d'un paysage, contrairement aux bandes du proche infrarouge. Nous avons démontré en première partie de chapitre que, malgré sa très haute résolution spatiale, l'orthophotoplan n'est pas la donnée la plus appropriée pour extraire automatiquement des haies boisées. Cela s'explique par la faible résolution spectrale de cette donnée qui ne couvre que la partie visible du spectre électromagnétique. Certains objets ne sont alors pas aisément identifiables : par exemple, d'un point de vue spectral, les haies sont très similaires à d'autres éléments du paysage comme les champs de maïs ou de céréales (selon la saison) ; les prairies humides ou les ombres portées qui conduisent à d'importantes confusions et erreurs de classification. Ainsi, des images aux résolutions spatiales moins fines (par exemple SPOT 5 : 5x5 m ou 10x10 m) et aux résolutions spectrales plus précises permettent de produire de meilleures cartographies des haies. Ainsi, les cartes issues de ce type de données constituent la cartographie la plus appropriée des éléments de haies ;
- en outre, on peut s'interroger sur le sens de la carte des haies produite par numérisation manuelle. Les résultats montrent qu'il faut rester prudent à l'égard des données dites « de référence ». Cette référence faisant appel à un type de représentation (une polyligne représente une haie) qui ne tient pas compte de la structure des éléments mais seulement

de leur présence dans le paysage. Nous avons montré que ce mode de représentation cartographique n'est pas nécessairement le plus approprié dans une perspective écologique. En effet, les informations pertinentes décrivant le réseau de haies, telles que la forme, la distribution et la taille de la canopée des arbres par exemple, ne sont pas représentées spatialement par les polylignes. Enfin, nous avons montré que les données aux résolutions spatiales plus grossières, telles que IRS P6 LISS III ou ASTER VNIR, ne sont pas les plus appropriées pour effectuer une détection précise, mais l'information produite est pertinente, y compris au échelles d'analyses les plus fines (100 m). Les cartes générées par ces données représentent des macrostructures du paysage, qui sont constituées de zones fermées composées de bois, d'arbustes, de haies boisées, de prairies permanentes, de jachères, etc. Cette cartographie des unités de paysages fermés et contrastés semble être très pertinente pour l'explication de la distribution du *Pterostichus melanarius*. Ces espaces correspondent généralement à des habitats impropres au *Pterostichus melanarius* qui est une espèce vivant au sein des cultures (Aviron *et al.,* 2005) ;

- La combinaison de cartes spatialement non corrélées entre elles et aux résolutions contrastées (*MD* et *Irs*) peuvent sans doute apporter des informations écologiques complémentaires. Cela reste à tester ;
- enfin, les connaissances écologiques des espèces peuvent être affinées à partir de la comparaison des résultats des cartes. A une échelle fine (fenêtre d'analyse de 100 mètres), l'abondance du *Pterostichus melanarius* est associée négativement à la présence de haies, comme l'indiquent les résultats de la carte *MD* qui comporte un fort pouvoir explicatif. Des informations complémentaires sont contenues dans les cartes *Ortho* et *Spot5* concernant la structure des haies. L'information relative à la structure des haies, représentée par la carte *Spot5,* apparaît plus pertinente pour cette espèce à une échelle fine. En effet, si on considère la bonne capacité de dispersion du *Pterostichus melanarius*, il n'est pas étonnant de le trouver dans des configurations paysagères peu optimales, c'est-à-dire dans des paysages aux largeurs de haies intermédiaires ; on ne le retrouve pas en revanche dans des configurations de type forestières qui sont très inadaptées pour cette espèce. A une échelle intermédiaire (fenêtre de 250 mètres), les cartes permettent de fournir des informations sur les possibilités de mélanges de population, ces possibilités étant moindres dans les paysages au réseau de haies dense. L'information relative au réseau de haies produite par la carte *MD* à une échelle intermédiaire est suffisante et pertinente. A cette échelle, la complémentarité de la représentation du réseau de haies par *MD* et *Irs* semble être intéressante pour l'explication de la distribution du *Pterostichus melanarius*. Concernant la distribution de l'*Abax parallelepipedus*, qui préfère l'ombre et les milieux de type forestiers, elle est mieux expliquée par les cartes intermédiaires (*Spot5*, *Spot10* et *Aster*) à une échelle grossière (fenêtre d'analyse de 1000 mètres) que par des cartes à une échelle fine de type *Ortho*. Ainsi, seule la variation de la densité du couvert forestier est pertinente pour cette espèce (*Abax parallelepipedus*), étant donné que les haies discontinues ou étroites constituent un habitat inadapté (Petit, Burel, 1998).

Par conséquent, nous savons maintenant que les cartes ne sont pas simplement bonnes ou mauvaises, mais plutôt qu'elles fournissent des informations complémentaires. C'est par la combinaison des données et des cartographies qu'il est possible de retranscrire un paysage. En effet, les cartes produites à partir de données à très haute résolution spatiale (SPOT 5 – 5 m) peuvent être

utilisées pour obtenir des informations sur la taille et la forme des canopées des haies, ou sur l'arrangement spatial des arbres au sein des haies. Les cartes produites à partir des données à haute résolution spatiale (ASTER VNIR, IRS P6 LISS III), permettent de fournir des informations sur les structures du paysage et leur distribution spatiale.

Les analyses effectuées à différentes échelles ont montré que les cartes fournissent des informations différentes à une échelle fine (fenêtres d'analyse de 100 mètres) et des informations homogènes à une échelle grossière (fenêtre d'analyse de 1000 mètres). Cela signifie que les données de télédétection à haute résolution spatiale sont très adaptées pour différencier les types de paysages d'une région donnée. Par conséquent, l'analyse du paysage doit être effectuée à plusieurs échelles combinées : pour l'étude de larges territoires, les images à haute résolution spatiale de type ASTER VNIR ou IRS P6 LISS III semblent très adaptées ; pour l'étude d'espaces plus restreints, les données à très haute résolution spatiale permettent de fournir des informations plus fines ; pour l'étude de territoires bien ciblés et pour une analyse très poussée de la structure des éléments au sein des haies, des données à très haute résolution spatiale semblent adaptées.

CONCLUSION

Les principales conclusions de ces travaux sont :

1) le traitement des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale, à partir d'une approche orientée-objets, permet de cartographier le réseau linéaire bocager plus ou moins finement selon les caractéristiques des images et du paysage considéré ;

2) contrairement à l'hypothèse de Li et Wu (2004), la résolution spatiale des données de télédétection n'est pas le seul facteur à prendre en compte dans le choix des capteurs, la résolution spectrale joue un rôle significatif sur la capacité des images à détecter et retranscrire des éléments fins dans un environnement complexe ;

3) contrairement à notre hypothèse de départ, la carte produite à partir de l'image IRS P6 LISS III produit une information pertinente et complémentaire aux autres cartes ; de même la carte « de référence » produit une information différente des autres cartes et n'est pas à envisager comme une vérité terrain ;

4) plus généralement, la pertinence des informations contenues dans les cartes ainsi que leur complémentarité dépendent étroitement des caractéristiques écologiques des espèces étudiées et donc la sélection des données source doit être réfléchie en ce sens dans le protocole méthodologique d'étude en écologie ;

5) les relations entre les métriques paysagères (*densité de haies*, *gradient d'ouverture du paysage*) produites à partir de différentes cartes évoluent selon les caractéristiques du paysage. Ainsi, cette approche interdisciplinaire entre géographes et écologues du paysage, pour l'évaluation de l'information écologique des cartes produites à partir de données de télédétection, devrait être généralisée afin d'établir plus largement les relations qui existent entre les types de paysages et les informations exploitables par les données de télédétection et finalement déterminer les domaines de validité d'utilisation des images. Cela implique un

développement conjoint de mesures pertinentes à la fois en géographie et en écologie du paysage pour l'évaluation de ce type de données.

Globalement, ces résultats mettent en avant le rôle important de la notion d'échelle dans l'analyse des relations entre données paysagères et distribution des espèces. Ces résultats ouvrent de nouvelles perspectives méthodologiques pour l'exploration des caractéristiques du paysage en écologie : i) la comparaison des résultats provenant de données différentes aide à mettre en place une définition de la fonctionnalité des haies selon l'espèce considérée et peut constituer une première étape d'analyse pour la construction des cartes de fonctionnalité des paysages ; ii) la complémentarité des images à haute et très haute résolution spatiale peut être combinée pour l'analyse de larges territoires et permettre d'extrapoler les patrons écologiques sur de vastes étendues régionales. En outre, les données à haute résolution spatiale de type SPOT 4, LANDSAT TM, etc. sont intéressantes car elles offrent la possibilité d'un retour arrière jusque dans les années 1980 et permettent ainsi de retracer l'évolution de la structure du paysage. Grâce à ses différentes implications, cette approche interdisciplinaire paraît prometteuse et doit être développée.

Les travaux relatifs à ce chapitre font actuellement ou ont fait l'objet de plusieurs valorisations scientifiques :

Articles relatifs au sous-chapitre 5.1 :

Vannier C., Hubert-Moy L., 2011: "Mapping wooded hedgerow network from remote sensing data using an object-oriented method", *Canadian Journal of Remote Sensing* (en préparation).

Vannier C., Hubert-Moy L., 2008: "Detection of wooded hedgerows in high resolution satellite images using an object-oriented method", *Proceedings of the 2008 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, July 2008 , Boston (USA), vol IV, 731-734.

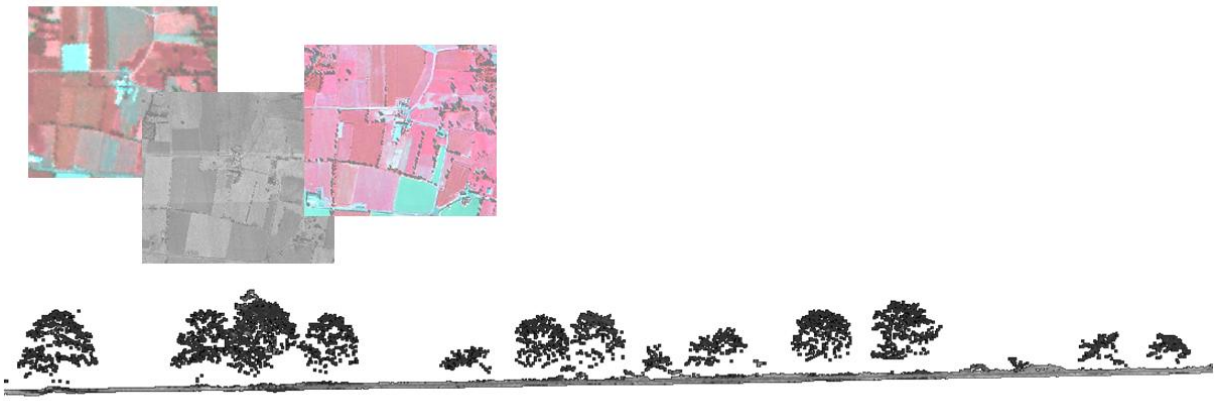
Articles relatifs au sous-chapitre 5.2 :

Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L., Baudry J., 2011: "Multiscale ecological assessment of remote sensing images", *Landscape Ecology*, 26 (8), 1053-1069, DOI 10.1007/s10980-011-9626-y

Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L., Baudry J., 2009: "Evaluating mapping of landscape structures from remote sensing imagery with biodiversity parameters", *16th European Colloquium on Quantitative an Theorical Geography*, 4-8 septembre 2009, National University of Ireland Maynooth, Ireland, 66-67.

CHAPITRE 6

CARACTERISATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE ET DE DONNEES 3D LIDAR



SOMMAIRE

INTRODUCTION 159

6.1. Site d'étude et données 160

6.1.1. Site d'étude 160

6.1.2. Données 160

6.1.2.1. Les images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II 160

6.1.2.2. L'image laser aéroportée LiDAR 161

6.1.2.3. Les données de référence 163

6.2. Méthodologie 164

6.2.1. Les prétraitements des données 165

6.2.1.1. Prétraitements des images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II 165

6.2.1.2. Prétraitements de l'image LiDAR 165

6.2.2. La segmentation 165

6.2.3. La classification 166

6.2.4. La validation 168

6.2.5. La caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées 169

6.3. Résultats 170

6.3.1. Evaluation de la qualité des classifications 170

6.3.1.1. La précision des classifications 170

6.3.1.2. Evaluation des résultats cartographiques 172

6.3.2. Caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées 174

6.3.2.1. Analyse de composition 174

6.3.2.2. Analyse de morphologie 174

6.3.2.3. Analyse de l'arrangement spatial 175

6.3.2.4. Carte des continuités des bordures de champs boisées 176

6.4. Discussion 177

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 178

INTRODUCTION

De nombreuses études portant sur l'environnement font état de la nécessité de connaître la présence et l'évolution du réseau de haies, mais aussi l'état des haies et des éléments boisés qui les composent (DEFRA, 2007 ; Lotfi *et al.,* 2010 ; Fahrig *et al.*, 2011). Rappelons que les haies exercent différentes fonctions telles que des fonctions biophysique, écologique, de production, etc., ces fonctions n'étant pas toujours compatibles entre elles. En effet, une haie émondée pour produire du bois voit sa fonction écologique d'habitat ou de corridor potentiellement réduite. Les pratiques effectuées par les agriculteurs sur le réseau de haies modifient l'état et la structure de ce réseau. La caractérisation des haies permet de produire un état des lieux de l'état des bordures de champs boisées dans un paysage.

La télédétection à très haute résolution spatiale semble être un outil adapté pour cet enjeu, des pixels représentant des surfaces égales ou inférieures à 5 mètres permettent *a priori* de cartographier finement les éléments présents au sein des haies. Il est cependant nécessaire d'évaluer ce type de données afin de déterminer la capacité des capteurs à identifier très précisément et caractériser des éléments de haies dans un paysage.

D'un point de vue méthodologique, l'approche orientée-objets utilisée pour la cartographie du linéaire bocager s'est révélée être très efficace pour détecter, extraire et classer des objets fins dans des environnements complexes (Burnett, Blaschke, 2003 ; Hubert-Moy *et al.*, 2003 ; Marangoz *et al.*, 2004). Cette approche peut être appliquée à des données de télédétection à très haute résolution spatiale pour l'extraction des éléments de haies à l'échelle des canopées d'arbres. Nous proposons donc de l'appliquer sur plusieurs types de données à très haute résolution spatiale, afin d'évaluer le potentiel de ce type de données pour caractériser l'état des haies bocagères.

La caractérisation d'une haie peut s'effectuer à travers l'analyse d'un certain nombre d'attributs qualitatifs élémentaires relatifs à sa composition, sa morphologie et à l'arrangement spatial des éléments qui la composent. Ces attributs permettent de caractériser une haie en termes de continuité ou de discontinuité. Les haies continues jouent plus facilement le rôle de régulation de flux biophysiques, ou de corridor écologique et produisent potentiellement plus de bois qu'une haie discontinue. Les haies discontinues ou aux canopées très fines ou inexistantes traduisent des types de pratiques telles que l'émondage ou l'élagage, tandis qu'une haie très dense aux canopées larges traduit une absence de pratique. Dans ce chapitre, nous proposons d'évaluer l'état des haies par télédétection en les caractérisant selon leur niveau de continuité.

L'objectif de ce chapitre est double : d'un point de vue méthodologique, il est d'évaluer la capacité de données de télédétection à très haute résolution spatiale à détecter, extraire et classer des éléments de haies à l'échelle des canopées d'arbres ; d'un point de vue thématique, il est d'appréhender l'état des haies en déterminant leur niveau de continuité.

Nous présenterons successivement 1- les données et méthodes utilisées pour classer les données de télédétection à très haute résolution spatiale afin de cartographier des éléments de haies à l'échelle des canopées d'arbres ; 2- les résultats obtenus sur la caractérisation des bordures de champs boisées à travers une analyse de la composition, de la morphologie et de l'arrangement spatial des éléments au sein des haies.

6.1. Site d'étude et données

6.1.1. Site d'étude

Ce travail a été effectué sur le site de Pleine-Fougères localisé au sein de la Zone Atelier Armorique (Figure 6.1). Pour cette étude, un site expérimental restreint a été choisi au centre du site de Pleine-Fougères, afin de mettre en place la méthode d'extraction et de caractérisation des canopées d'arbres au sein des haies à partir des données de télédétection à très haute résolution spatiale. Ce site expérimental, situé au sein du sous-site B de Pleine-Fougères, couvre une superficie de 400 ha et est caractérisé par un paysage assez diversifié : on y trouve une zone forestière, des prairies et des cultures ainsi qu'une grande diversité de haies et de pratiques agricoles qui sont représentatives de celles de l'ensemble de site de Pleine-Fougères. Ce site expérimental est également un site suivi par les équipes de recherches de la Zone Atelier Armorique pour l'observation et le suivi des bordures de champs depuis 1995.

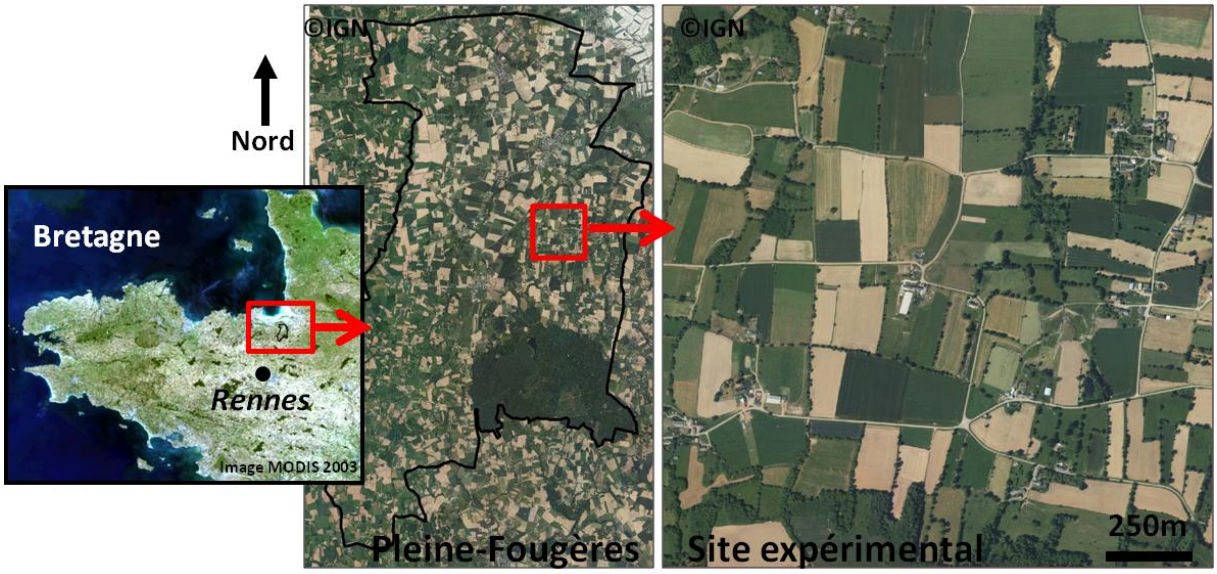


Figure 6.1 – Présentation du site expérimental de l'étude au sein de la Zone Atelier Armorique (Bretagne, France).

6.1.2. Données

Trois types de données ont été utilisés pour ce travail : deux images très haute résolution spatiale (SPOT 5 et KOMPSAT II), une image laser (LiDAR) et des données de référence.

6.1.2.1. Les images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II

Les images utilisées pour ce travail ont été choisies en fonction de la finesse de leurs résolutions spatiales et du nombre de bandes spectrales disponibles (Tableau 6.1 - Figure 6.2). L'image SPOT 5 a une résolution spatiale de 10 mètres pour les bandes multispectrales et de 5 mètres pour la bande panchromatique. Le passage de la haute à la très haute résolution spatiale (THRS) est généralement fixé à 5 mètres. On peut ainsi considérer que l'image SPOT 5 à 5 mètres

utilisée ici est une image à THRS. L'image KOMPSAT II a une résolution spatiale de 4 mètres pour les bandes multispectrales et de 1 mètre pour la bande panchromatique.

Tableau 6.1 – Caractéristiques des images SPOT 5 et KOMPSAT II.

	KOMPSAT II		**SPOT 5**	
Date	28/09/2008		24/09/2002	
Résolution spatiale (m)	1	4	5	10
Bandes spectrales (µm)	0.5 – 0.9	0.45–0.52 0.52–0.60 0.63–0.69 0.76–0.90	0.5–0.9	0.51–0.73 0.61–0.68 0.78–0.89 1.58–1.75

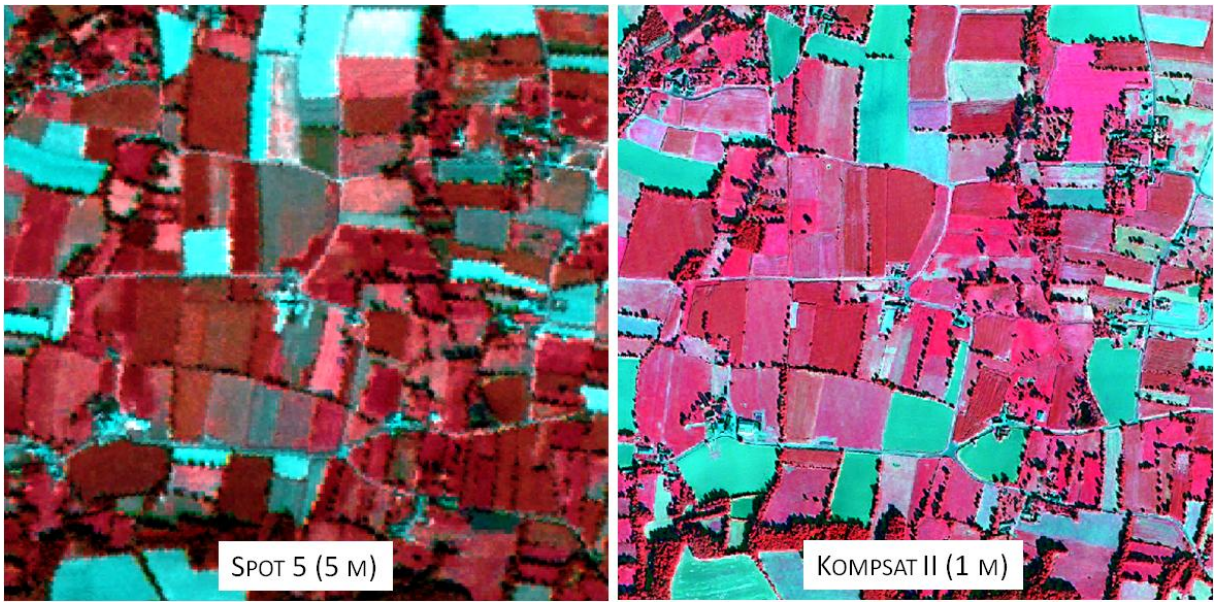


Figure 6.2 – Compositions colorées (en fausse couleur) des images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II.

6.1.2.2. L'image laser aéroportée LiDAR

L'image LiDAR (Light Detection And Ranging) a été acquise sur l'ensemble du site de Pleine-Fougères lors d'une mission aéroportée effectuée le 5 Avril 2009. Le laser LiDAR permet d'obtenir des informations très détaillées de la surface du sol en trois dimensions (x, y, z). La distance à un objet ou à une surface est obtenue par la mesure du délai entre l'impulsion du signal émis par le laser et le retour de celui-ci à partir de la surface terrestre (Chuvieco, Huete, 2009). Les caractéristiques des données utilisées dans cette étude sont présentées dans le tableau 6.2 et la figure 6.3. La grande précision des données (0.3 m en XY, 0.12 en Z avec une densité de 4 points/m²) s'explique par les objectifs de la mission, qui était, en plus de la caractérisation du réseau bocager, l'obtention d'un modèle topographique de surface visant à évaluer l'érosion des sols et la fonctionnalité hydrologique des zones humides sur le site d'étude.

Tableau 6.2 - Caractéristiques techniques des données LiDAR utilisées.

Date de prise de vue	05 Avril 2009
Angle de scan	28°
Vitesse de vol	110 Kts
Hauteur de vol	1330 m
PRF (Fréquence de répétition des impulsions)	150 000 Hz
Vitesse de balayage	54 Hz
Densité de points (moyenne)	4 pts/m²
Précision X et Y	0.3 m
Précision Z	0.12 m
Résolution spectrale	1064 nm (PIR)

Les données LiDAR ont été acquises et prétraitées par la société GeoPhenix. Les prétraitements ont été réalisés avec le logiciel TerraScan. Une classification de l'ensemble des points a été effectuée afin de produire deux couches d'information distinctes, le sol et le sursol. Les points aberrants ont été retirés (artefacts liés aux surfaces en eau par exemple). Les données, qui comprennent les couches du sol, du sursol et l'ensemble des mesures d'intensité ont été fournies en format numérique de type LAS (fichier x, y, z) par dalles de 1000 x 1000 mètres en projection RGF93 – L93 / IGN69.

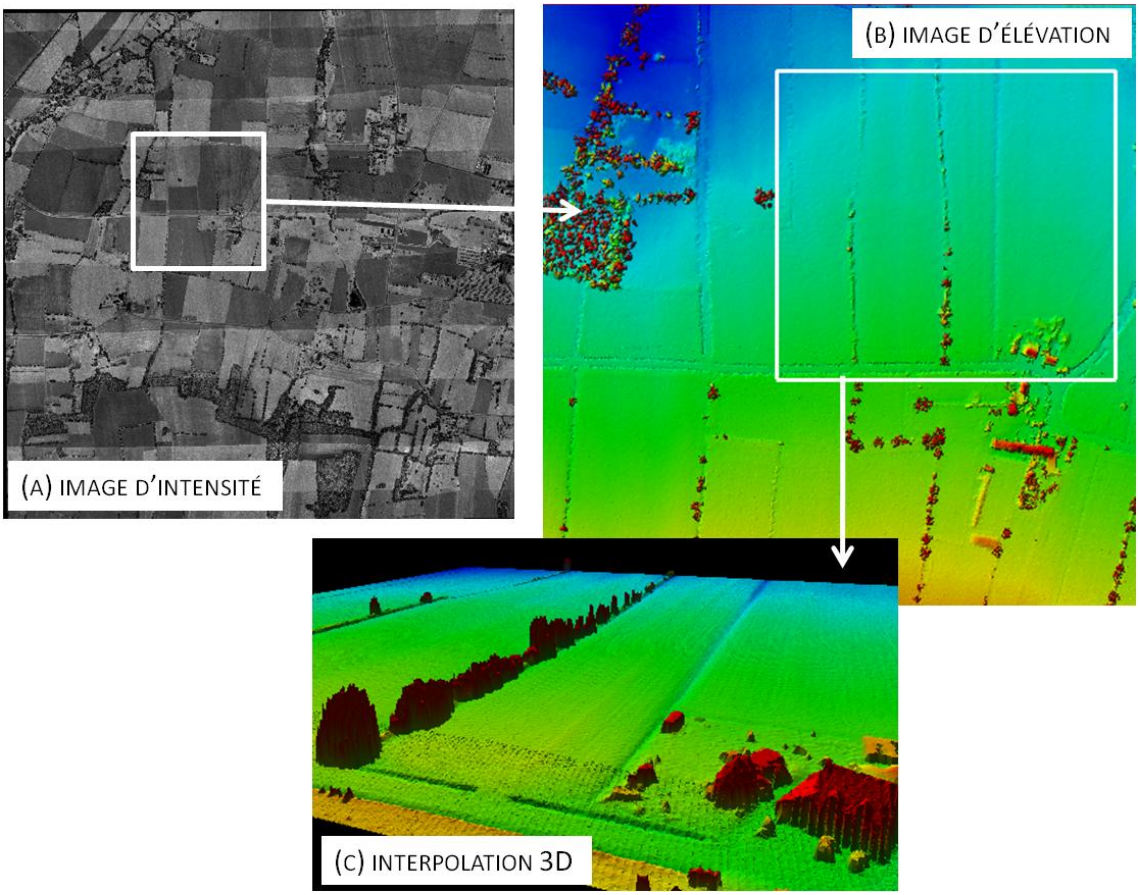


Figure 6.3 – Illustration des données LiDAR : (a) représentation en mode raster de l'information d'intensité, (b) représentation en mode raster de l'information relative à l'élévation, (c) représentation du relief en trois dimensions en mode raster.

6.1.2.3. Les données de référence

Les données de référence sont constituées de photographies aériennes, d'une part, et de cartes de référence, d'autre part (Tableau 6.3 – Figure 6.4). Les photographies aériennes ont été acquises à partir de vols ULM effectués pendant les étés 2008 et 2009. Elles ont été géoréférencées et mosaïquées (BD Pleine-Fougères) en projection Lambert 2 étendu à partir de l'orthophotoplan de l'année 2006. Les cartes de référence sont constituées de cartes des haies et des parcelles numérisées manuellement à partir des vols ULM pour les années 2008 et 2009 et à partir de l'orthophotoplan pour l'année 2002.

Tableau 6.3 – Caractéristiques des données de référence.

Photographies aériennes			**Cartographies**		
Type	Ortho--photoplans	Vols ULM	**Type**	Parcelles	Haies
Résolution spatiale	0.5 m	1 m	**Représen-tation**	Polygones (vecteur)	Polylignes (vecteur)
Résolution spectrale	Panchromatique	Panchromatique	**Méthodologie**	Numérisation manuelle	Numérisation manuelle
Date	2002 - 2006	2002 - 2008 - 2009	**Date**	2002 - 2008 - 2009	2002 -2008 - 2009

VOL ULM 2008 VOL ULM 2009 NUMÉRISATION MANUELLE PARCELLAIRE 2008 - 2009

Figure 6.4 – Illustration des données de référence : vols ULM (2008, 2009) et numérisation manuelle des limites parcellaires sur le site expérimental.

6.2. Méthodologie

Les traitements effectués dans ce travail reposent sur une approche orientée-objets. Les principes méthodologiques sont présentés dans le chapitre 5 (§ 5.1.2.1.). Il s'agit ici d'effectuer une classification des éléments de haies à un niveau de détail beaucoup plus fin que dans le chapitre précédent. Dans le cinquième chapitre, nous avons cartographié le réseau de haies dans son ensemble, dans ce chapitre nous voulons cartographier les canopées d'arbres présentes au sein des haies afin de pouvoir caractériser le niveau de continuité de ces éléments le long des bordures de champs.

Cinq étapes successives sont présentés dans cette sous-partie de chapitre (Figure 6.5), 1- le prétraitement des données, 2- la segmentation, 3- la classification, 4- la validation, 5- la caractérisation des haies. Dans ce travail, le traitement des images a été effectué à partir du logiciel eCognition 5.0 (Definiens Imaging, Munich), les post-traitements et analyses SIG à partir du logiciel ArcGis 9.2 (ESRI Inc.).

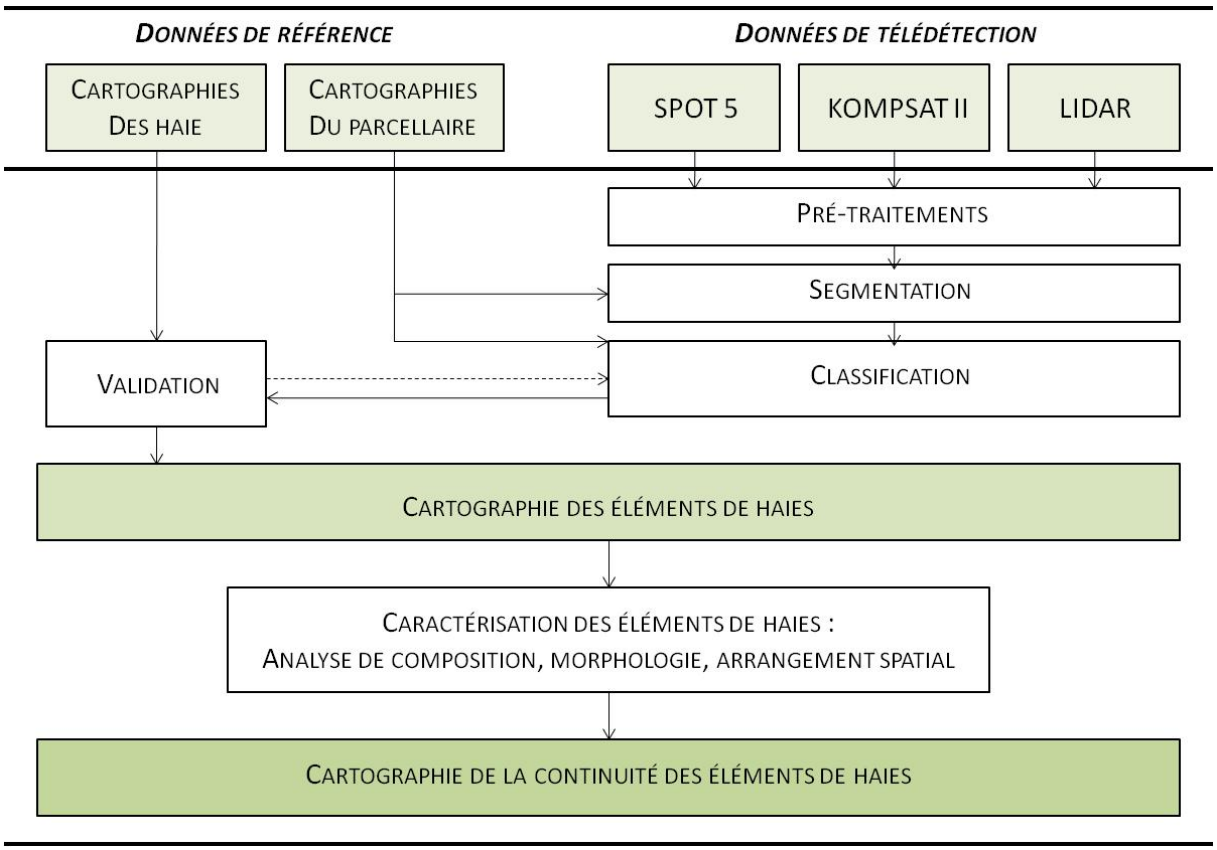


Figure 6.5 – Organigramme général de la méthode d'extraction et de caractérisation du réseau bocager à l'échelle locale.

6.2.1. Les prétraitements des données

6.2.1.1. Prétraitements des images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II

Les prétraitements appliqués sont de deux types : radiométriques et géométriques.

Dans un premier temps, les bandes multispectrales des données ont fait l'objet de corrections radiométriques à partir du modèle atmosphérique 5S (Tanré *et al.,* 1990). Puis, les bandes panchromatiques de ces images ont été fusionnées à partir des bandes multispectrales à l'aide de la méthode de Gram-Schmidt (Laben, Brower, 2000). Ainsi, les images issues de la fusion ont une résolution spatiale de 5 mètres pour les quatre bandes multispectrales SPOT 5 et de 1 mètre pour les quatre bandes multispectrales KOMPSAT II.

Dans un second temps, les images ont été corrigées géométriquement à partir de l'orthophotoplan de l'IGN de 2006, puis géoréférencées en Lambert II étendu. Les images doivent être parfaitement superposables et géoréférencées afin de pouvoir être facilement comparées entre elles mais aussi avec d'autres types de documents comme les cartes de référence. Les éléments que nous cherchons à cartographier ici sont très fins, la précision des corrections géométriques effectuées est inférieure à 5 mètres pour l'image SPOT 5 et inférieure à 3.5 mètres pour l'image KOMPSAT II.

6.2.1.2. Prétraitements de l'image LiDAR

Les prétraitements de l'image LiDAR ont été effectués grâce à l'aide de Jean Nabucet, ingénieur d'étude au laboratoire COSTEL. Les données d'élévation du LiDAR correspondant à la surface du sol ont été interpolées afin de créer un modèle numérique d'élévation. Les valeurs de ce MNE ont été soustrait à l'information d'élévation des points de « sursol » afin d'éliminer les effets de la topographie sur la hauteur des éléments que nous cherchons à identifier. Puis, les données d'intensité et d'élévation normalisée ont été rastérisées à une résolution spatiale de 1 mètre. Cette image a ensuite été projetée en Lambert II étendu afin d'être conforme au reste de la base de données utilisée.

6.2.2. La segmentation

Cette étape consiste à créer des objets à partir des pixels des images selon différents critères d'homogénéité. Deux types d'objets ont été créés, des objets fins d'une dimension proche de la taille des canopées d'arbres et des objets grossiers de la taille du parcellaire. Pour cela, deux types de données ont été insérées au moment de la phase de segmentation : l'image à classer et la carte du parcellaire de l'année considérée.

L'étape de segmentation a été effectuée en deux temps (Tableau 6.4) :

- une segmentation grossière a été appliquée à partir de l'algorithme « chessboard segmentation » afin de reproduire des objets de la taille et de la forme des parcelles. Cet algorithme permet de créer une grille régulière d'objets carrés ou rectangulaires basés sur la géométrie du pixel de base. En attribuant une échelle de segmentation suffisamment grossière, les objets créés adoptent la forme du contour des parcelles présentes dans la

couche vectorielle insérée ; les objets de ce premier niveau de segmentation (niveau 1) correspondent donc aux parcelles du site d'étude ;

- une segmentation fine a été appliquée à partir de l'algorithme « multiresolution segmentation », qui permet de créer des objets selon des critères d'échelle (taille des objets), de réflectance, de forme, de lissage et de compacité. Les objets constitués dans ce second niveau de segmentation (niveau 2) sont très fins afin de pouvoir extraire les canopées des arbres des bordures de champs boisées.

Tableau 6.4 – Paramètres de segmentation multi-niveaux et multicritères des données de télédétection (le niveau 1 correspond aux objets « parcelles » et le niveau 2 aux objets « arbres »).

	ALGORITHME	NIVEAU	ECHELLE	REFLECTANCE (%)	FORME (%)	LISSAGE (%)	COMPACITE (%)
SPOT 5	Chessboard	1	100 000	-	-	-	-
	Multiresolution	2	3	90	10	50	50
KOMPSAT II	Chessboard	1	100 000	-	-	-	-
	Multiresolution	2	10	50	50	50	50
LiDAR	Chessboard	1	100 000	-	-	-	-
	Multiresolution	2	7	90	10	10	90

6.2.3. La classification

Cette étape a été effectuée à partir d'une méthode supervisée basée sur la connaissance d'un échantillon d'objets d'une part, et sur l'appartenance des objets fins à des critères géométriques de leurs objets au niveau supérieur (objets parents). La figure 6.6 détaille les étapes de la classification, le tableau 6.5 détaille les paramètres de la classification des données de télédétection.

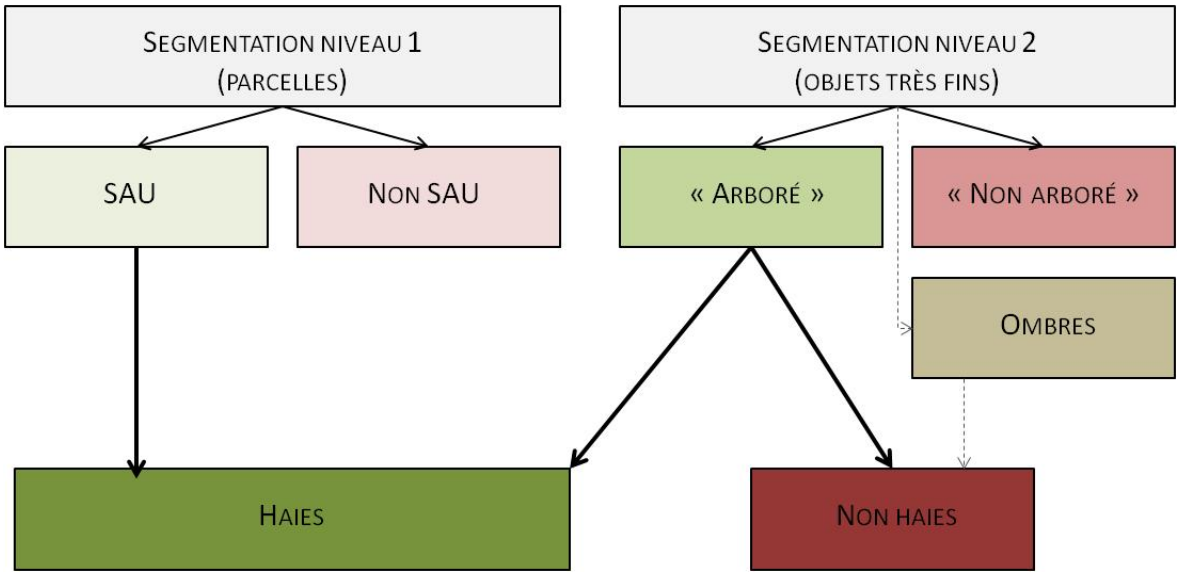


Figure 6.6 – Classification des objets à partir des deux niveaux de segmentation.

Tableau 6.5 – Paramètres de classification multi-niveaux des images de télédétection (le niveau 1 correspondant aux objets « parcelles », le niveau 2 aux objets « arbres »).

	NIVEAU	CLASSE	FONCTION D'APPARTENANCE	SEUIL
SPOT 5	1	SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	= 1
		NON SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	<> 1
	2	ARBORE	MEAN PIXEL VALUE (XI3)	> 76
		NON ARBORE	MEAN PIXEL VALUE (XI3)	<= 76
	2	HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	< 10 M
		NON HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	>= 10 M
KOMPSAT II	1	SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	= 1
		NON SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	<> 1
	2	OMBRE	SPECTRAL DIFFERENCE	50
			BRIGHTNESS	<= 65
	2	ARBORE	MAXIMUM PIXEL VALUE (B7)	>= 254
			BORDER TO « OMBRE »	<=10 M
		NON ARBORE	MAXIMUM PIXEL VALUE (B7)	< 254
	2	HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	< 10 M
		NON HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	>= 10 M
LiDAR	1	SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	= 1
		NON SAU	THEMATIC OBJECT ATTRIBUTE	<> 1
	2	ARBORE	MEAN (INTENSITE)	>= 4
		NON ARBORE	MEAN (INTENSITE)	< 4
	2	HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	< 10 M
		NON HAIE	"ARBORÉ" BORDER TO SUPER OBJECT "SAU"	>= 10 M

Le niveau de segmentation à classer est le niveau 2 qui est composé des objets très fins. Dans un premier temps, la typologie de classification est la suivante : « arboré », « non arboré ». Pour l'image KOMPSAT II, une classe supplémentaire a été ajoutée, la classe « ombre ». En effet, les ombres portées des arbres sont très présentes et nécessitent de constituer une classe à part afin de mieux discriminer les objets de la classe « arboré ». Les objets segmentés à ce niveau sont alors classés à partir d'un algorithme de classification basé sur des fonctions d'appartenance des objets à partir de paramètres spectraux (moyenne, valeur maximale, brillance). Les seuils de ces fonctions d'appartenance sont fixés à partir de l'échantillonnage d'objets photo-interprétés. Pour l'image LiDAR, la classification à ce niveau a été effectuée en deux temps : 1- les informations d'élévation ont permis de discriminer les objets selon leur hauteur et donc de sélectionner les objets de plus de 1.5 mètres de hauteur ; 2- les informations d'intensité ont ensuite permis de discriminer, parmi les objets de plus de 1.5 mètres de hauteur, les objets « arboré » et « non arboré » (comme les maisons par exemple).

Le niveau de segmentation plus grossier (niveau 1), a servi dans un second temps à affiner la première classification d'objets « arboré » et « non arboré ». Lors de cette deuxième étape, parmi les objets « arboré », ont été déterminés ceux qui appartiennent à des bordures de parcelles de Surface

Agricole Utile (classe « haie ») et ceux qui n'y appartiennent pas (classe « non haie »). Le niveau de segmentation « parcellaire » est alors classé en deux catégories « SAU » et « non SAU » à partir de la couche vectorielle du parcellaire de référence. Les objets « arboré » sont alors classés une seconde fois selon leur appartenance à leur objet parent (super-objet). Ceux dont l'objet parent appartient à la classe « SAU » sont conservés, et les autres objets sont basculés dans la classe « non haie ».

Dans un troisième temps, les objets « arboré » ont été reclassés selon un critère de proximité à la bordure de leur objet parent (parcelle). S'ils sont situés à moins de 10 mètres de la bordure ils ont été affectés à la classe « haie », sinon ils ont été basculés dans la classe « non haie ». Cette étape a permis d'affiner et de compléter la première classification des objets de la classe « haie ». La classe « haie » est retenue pour la classification finale (avant validation) des éléments de haies.

6.2.4. La validation

La validation des classifications a été effectuée selon la même méthode que celle présentée dans le chapitre 5 (§ 5.1.2.5., p.125), c'est-à-dire par la constitution de matrices de contingence, le calcul de coefficients de Kappa et d'indicateurs de performance de localisation des pixels (Klocation).

Les matrices de contingence ont été réalisées en comparant les cartes produites à partir des classifications avec la carte de référence correspondante. Ces deux types de cartes comportent les informations suivantes :

- nous avons d'abord utilisé les cartes produites avec une information binaire (haie/non haie). Ensuite, afin de savoir avec quel type de surface les erreurs de classifications se sont produites, nous avons ajouté aux classifications une information sur l'occupation des sols. Les cartes du parcellaire ont été photo-interprétées à partir de l'orthophotoplan (2002) et des photographies aériennes issues des vols ULM (2008, 2009). Cette carte de l'occupation du sol a été fusionnée avec la carte issue de la classification des haies afin de produire une carte en huit classes : 1- haie ; 2- surface en eau ; 3- bois ; 4- surface artificialisée (bâti, routes) ; 5- maïs ; 6-céréale ; 7- prairie ; 8- autres ;
- les cartes de référence doivent posséder la même nomenclature que les cartes à valider. Nous avons donc utilisé d'une part des cartes binaires (haie/non haie), puis des cartes comportant les huit classes d'occupation du sol décrites précédemment. La classe « haie » des cartes de référence a été photo-interprétée à partir de l'orthophotoplan (2002) et des photographies aériennes issues des vols ULM (2008, 2009). Cette étape de photo-interprétation a consisté à créer des objets aussi proches que possible des tailles et formes des canopées des arbres. Pour cela, la segmentation fine de l'image LiDAR a servi de base à la constitution des objets. En effet, cette segmentation permet de produire des objets très fins et précis reproduisant parfaitement la géométrie des éléments arborés de l'image. Puis, les canopées appartenant aux haies ont été sélectionnées par photo-interprétation. Ces objets « haie » ont été fusionnés avec la carte de l'occupation des sols de l'année correspondante afin de constituer la carte de référence.

Au total, nous avons constitué six cartes à valider (trois avec deux classes, trois avec huit classes) et six cartes de référence. La validation a été effectuée à partir du logiciel Idrisi Andes (Clark Labs, 2006).

6.2.5. La caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées

La caractérisation des bordures de champs a consisté à déterminer les bordures de champs boisées et à déterminer un indicateur de continuité des éléments boisés le long des bordures. La caractérisation s'est effectuée en trois étapes : tout d'abord une analyse de la composition des bordures de champs, ensuite, une analyse de la morphologie des bordures de champs boisées, enfin une analyse de l'arrangement spatial des éléments boisés au sein des bordures (Figure 6.7). Cette caractérisation permet alors de déterminer les haies selon la typologie suivante : haie continue, haie discontinue, haie très discontinue.

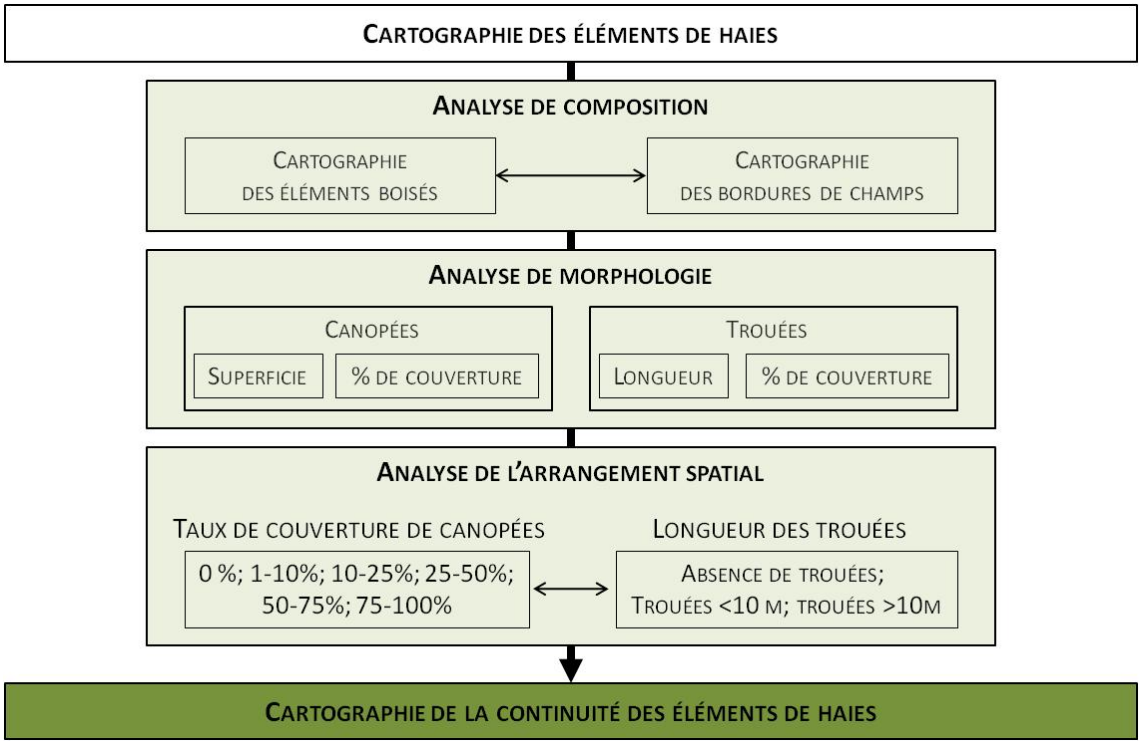


Figure 6.7 – Organigramme de la méthode de caractérisation des bordures de champs par analyse de la composition, de la morphologie et de l'arrangement spatial.

Dans un premier temps, nous avons analysé la composition des bordures de champs afin de déterminer les bordures de champs boisées présentes dans le paysage. Pour cela, nous avons croisé deux informations : la présence d'éléments boisés et les contours de parcelles. La combinaison des deux informations permet de discriminer les bordures de champs boisées et non boisées.

Dans un deuxième temps, nous avons analysé la morphologie des bordures de champs boisées. Pour cela, nous avons déterminé les tronçons de bordure de champs comportant des éléments boisés et ceux n'en comportant pas. Les tronçons de bordures de champs comportant des éléments boisés sont dénommés « canopées », ceux ne comportant pas d'éléments boisés sont dénommés « trouées ». Cette caractérisation de la morphologie des bordures de champs boisés permet de constituer une cartographie des canopées.

Dans un troisième temps, nous avons analysé l'arrangement spatial des canopées et des trouées le long des bordures de champs boisées. Pour cela, deux indicateurs ont été calculés : le taux de couverture des éléments de haie par rapport à la longueur totale de la bordure (en %), et la longueur des trouées présentes sur la bordure (en m). La combinaison de ces deux informations a permis de caractériser les haies en termes de continuité :

- une haie est qualifiée de continue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent plus de 75% de la longueur totale de la bordure et que les trouées ne dépassent pas 10 mètres de longueur ;
- une haie est qualifié de discontinue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent entre 25 et 75% de la longueur totale de la bordure ;
- une haie est qualifiée de très discontinue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent moins de 25% de la longueur totale de la bordure.

L'étape de caractérisation des bordures de champs a été effectuée à partir du logiciel ArcGis 9.2 (ESRI Inc.).

6.3. Résultats

6.3.1. Evaluation de la qualité des classifications

La qualité des classifications a été évaluée par des indicateurs statistiques de validation d'une part, et l'évaluation des résultats cartographiques d'autre part.

6.3.1.1. La précision des classifications

Les tableaux 6.6, 6.7, 6.8 présentent respectivement les matrices de contingence des classifications produites à partir des images SPOT 5, KOMPSAT II et LiDAR. Sur les huit classes d'occupation du sol identifiées, la classe « haie » est la classe d'intérêt à analyser, les autres classes ayant été traitées par photo-interprétation.

Les valeurs des coefficients de Kappa calculés en considérant toutes les classes ensemble varient assez peu, allant de 0.8 pour la classification de l'image SPOT 5, à 0.98 pour la classification de l'image KOMPSAT II et à 0.99 pour la classification de l'image LiDAR. *A contrario*, les valeurs des coefficients de Kappa calculés uniquement sur la classe « haie » varient assez sensiblement selon la résolution spatiale des images, avec 0.27 pour l'image SPOT 5, 0.92 pour l'image KOMPSAT II et 0.97 pour l'image LiDAR. Pour la classification de l'image SPOT 5, on note que les confusions de la classe « haie » sont très nombreuses avec les classes « maïs » et « prairie », aussi bien pour les erreurs d'omission que de commission. Pour la classification de l'image KOMPSAT II, les confusions entre la classe « haie » et les autres classes sont moins nombreuses ; elles concernent les classes « prairie » et « surface artificialisée » (les bordures de routes notamment) pour les erreurs d'omission et les classes « maïs », « céréale » et « prairie » pour les erreurs de commission. Enfin, pour la classification de l'image LiDAR, les confusions sont très peu nombreuses. Ces résultats de validation montrent que la classification issue de l'image SPOT 5 semble peu précise si on considère uniquement la classe « haie ». La résolution spatiale de SPOT 5 à 5 mètres ne semble pas suffisante pour cartographier les éléments internes aux haies à un niveau fin.

Tableau 6.6 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée	1	3459	26	195	122	394	450	1365	59	6070	0.4301
	2	7	74	0	0	0	0	0	0	81	0.0864
	3	251	0	5493	0	0	0	263	0	6007	0.0856
	4	1977	0	0	4764	0	0	0	0	6741	0.2933
	5	2764	0	0	0	16985	0	0	0	19749	0.14
	6	1136	0	0	0	0	14222	0	0	15358	0.074
	7	4428	0	0	0	0	0	31083	0	35511	0.1247
	8	113	0	0	0	0	0	0	370	483	0.234
	total	14135	100	5688	4886	17379	14672	32711	429	90000	
	erreurs d'omission	0.7553	0.26	0.0343	0.025	0.0227	0.0307	0.0498	0.1375		0.1506

Tableau 6.7 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image KOMPSAT II et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée	1	3641	0	36	37	167	114	643	50	4688	0.2233
	2	0	109	0	0	0	0	0	0	109	0
	3	28	0	5353	0	0	0	0	0	5381	0.0052
	4	80	0	0	7386	0	0	0	0	7466	0.0107
	5	27	0	0	0	18675	0	0	0	18702	0.0014
	6	33	0	0	0	0	17728	0	0	17761	0.0019
	7	93	0	0	0	0	0	35123	0	35216	0.0026
	8	4	0	0	0	0	0	0	673	677	0.0059
	total	3906	109	5389	7423	18842	17742	35766	723	90000	
	erreurs d'omission	0.0678	0	0.0067	0.005	0.0089	0.0064	0.018	0.0692		0.0146

Tableau 6.8 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image LiDAR et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres).

		Carte de référence									
		1	2	3	4	5	6	7	8	total	erreurs de commission
Carte classée	1	4222	0	26	98	15	12	88	0	4461	0.0536
	2	0	70	0	0	0	0	0	0	70	0
	3	0	0	5845	0	0	0	0	0	5845	0
	4	4	0	0	7277	0	0	0	0	7281	0.0005
	5	0	0	0	0	24362	0	0	0	24362	0
	6	2	0	0	0	0	12255	0	0	12257	0.0002
	7	106	0	0	0	0	0	35164	0	35270	0.003
	8	0	0	0	0	0	0	0	454	454	0
	total	4334	70	5871	7375	24377	12267	35252	454	90000	
	erreurs d'omission	0.0258	0	0.0044	0.0133	0.0006	0.001	0.0025	0		0.0039

Les résultats de l'indicateur de performance de localisation (Klocation) sont de 0.48, 0.92 et 0.97 pour respectivement les classifications des images SPOT 5, KOMPSAT II et LiDAR. Cet indicateur de performance de localisation est très élevé pour les cartes issues des images KOMPSAT II et LiDAR. Cela signifie que pour ces deux classifications, plus de 92 et 97% des pixels classés ont une localisation correcte par rapport à la carte de référence. Cet indicateur est en revanche assez faible pour la carte issue de l'image SPOT 5. Seulement 49% des pixels de haies de l'image SPOT 5 sont correctement localisés avec la classification produite.

6.3.1.2. Evaluation des résultats cartographiques

La figure 6.8 présente les résultats des classifications des images SPOT 5, KOMPSAT II et LiDAR :

- la classification issue de l'image SPOT 5 permet de reproduire 84.5% de mètres de linéaire de haies par rapport au total numérisé. Sur l'ensemble des éléments extraits, 39.2% correspondent à des éléments de haies existants, 60.8% à des éléments sur-détectés et 16.2% des éléments sont sous-détectés. Les erreurs de surdétection sont principalement dues aux ombres portées des haies ainsi qu'à certain types de surfaces (prairies ou maïs) qui ont une réponse spectrale proche des éléments de haies. Les pourcentages d'erreurs sont importants pour cette classification, SPOT 5 ne semble pas être la donnée de télédétection à privilégier pour l'analyse des éléments de haies à un niveau fin ;
- la classification issue de l'image KOMPSAT II permet de reproduire 97% de mètres de linéaire de haies par rapport au total numérisé. Sur l'ensemble des éléments extraits, 87.8% correspondent à des éléments de haies, 12.2% à des éléments sur-détectés et 25.7% des éléments sont sous-détectés. Les canopées ne sont que partiellement extraites, puisque les erreurs les plus importantes sont dues à la sous-détection des éléments de haies. La localisation des éléments est bonne mais l'image KOMPSAT II ne permet pas d'extraire de façon très précise la taille et la forme des canopées des arbres ;
- la classification issue de l'image LiDAR permet de reproduire 98% de mètres de linéaire de haies par rapport au total numérisé. Sur l'ensemble des éléments extraits, 95.5% correspondent à des éléments de haies, 4.5% des éléments extraits correspondant à des éléments sur-détectés et 11.2% des éléments sont sous-détectés.

L'étape de validation statistique et d'évaluation cartographique des classifications produites a permis de déterminer que 1- la donnée de télédétection la plus appropriée pour fournir une carte très fine des éléments de haies, à l'échelle des canopées d'arbres, est l'image dérivée des données LiDAR ; 2- l'image à très haute résolution spatiale KOMPSAT II permet d'effectuer une carte assez fine de l'emprise spatiale des haies, mais ne semble pas adaptée à l'extraction à l'échelle des canopées d'arbres ; 3- l'image SPOT 5 ne permet pas de produire une carte fine des éléments internes aux haies à l'échelle des canopées d'arbres, en revanche elle permet de produire une carte précise de l'ensemble des haies dans un paysage, comme nous l'avons montré dans le chapitre précédent.

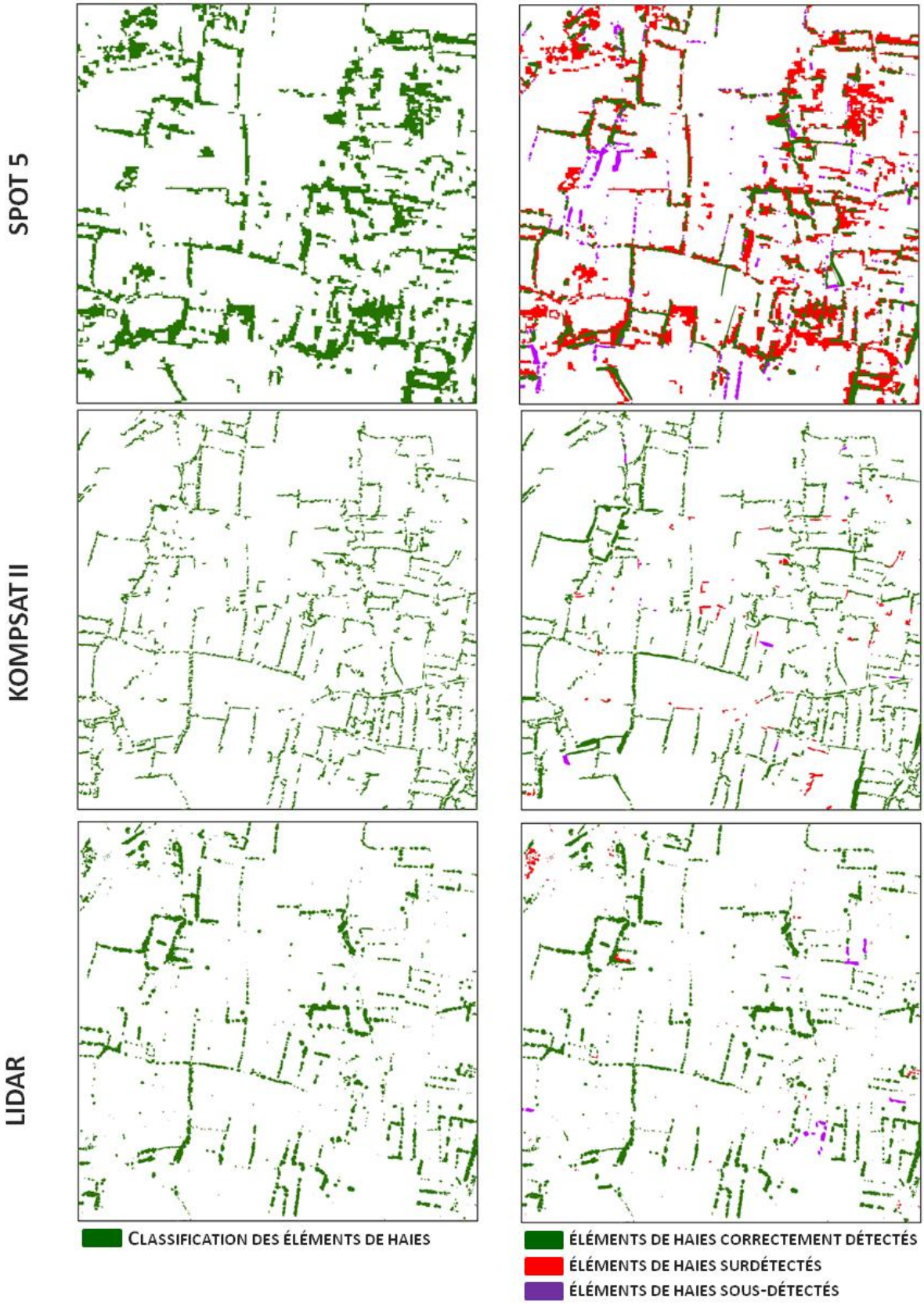


Figure 6.8 – Représentation cartographique des classifications des images SPOT 5, KOMPSAT II et LiDAR. A gauche, les cartes représentent les résultats des classifications, à droite, les cartes représentent les résultats de la surdétection, la sous-détection et des éléments correctement classés.

6.3.2. Caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées

La caractérisation des bordures de champs boisées a consisté à identifier les bordures boisées, à déterminer le niveau de continuité des éléments boisés le long de ces bordures en analysant la composition, la morphologie et l'arrangement spatial des éléments de haies. Pour cela, nous avons choisi d'utiliser la classification issue de l'image LiDAR, puisque c'est celle qui s'est révélé la plus appropriée pour cartographier des éléments de haies à un niveau très fin.

6.3.2.1. Analyse de la composition

La figure 6.9 illustre la composition des bordures de champs déterminée à partir de la présence d'éléments boisés sur les contours de parcelles. Sur un total de 62.144 km de bordures de champs, 70.4% sont considérées comme des bordures de champs boisées et 29.6% comme des bordures de champs non boisées. Une bordure est considérée comme boisée dès lors qu'elle comporte un minimum de trois arbres espacés de moins de 10 mètres les uns des autres le long de la bordure. Ces bordures de champs boisées sont essentiellement situées en bordure de parcelles de prairie, et de manière moins systématique en bordure de parcelles de cultures de céréales. Les parcelles de maïs ne sont pas entourées de bordure boisées pour la majorité d'entre elles.

Figure 6.9 – Carte de la composition des bordures de champs.

6.3.2.2. Analyse de la morphologie

La figure 6.10 illustre la morphologie des bordures de champs boisées. L'analyse de la morphologie consiste à identifier, à l'intérieur des bordures de champs boisées, les tronçons couverts par des canopées d'arbres, et les tronçons non couverts par des canopées, appelées des trouées. Sur un total de 43.766 km de bordures de champs boisées, 23.5% ont été déterminées comme étant des

canopées et 76.5% comme étant des trouées. On observe que la répartition spatiale des canopées n'est pas homogène au sein des bordures de champs boisées.

Figure 6.10 – Carte de la morphologie des bordures de champs boisées.

6.3.2.3. Analyse de l'arrangement spatial

La figure 6.11 illustre l'arrangement spatial des éléments de haies au sein des bordures de champs boisées. Elle montre la répartition du taux de couverture des éléments de haies par rapport à la longueur totale de la bordure, et la longueur des trouées présentes le long des bordures de champs boisées.

Sur l'ensemble des bordures de champs boisées (43.766 km), 8.4% d'entre elles possèdent un taux de couverture de canopées de 1 à 10% de la longueur totale de la bordure, 11% possèdent un taux de couverture de canopées de 10 à 25%, 15.8% un taux de couverture de canopées de 25 à 50%, 14.4% un taux de couverture de canopées de 50 à 75% et 50.4% un taux de couverture de canopées de 75 à 100%.

Sur l'ensemble des bordures de champs boisées, 13.5% ne comporte aucunes trouées et sont donc couverte en totalité par des canopées, 9.6% comportent des trouées d'une longueur inférieure à 10 mètres et 76.9% comportent des trouées d'une longueur supérieure à 10 mètres.

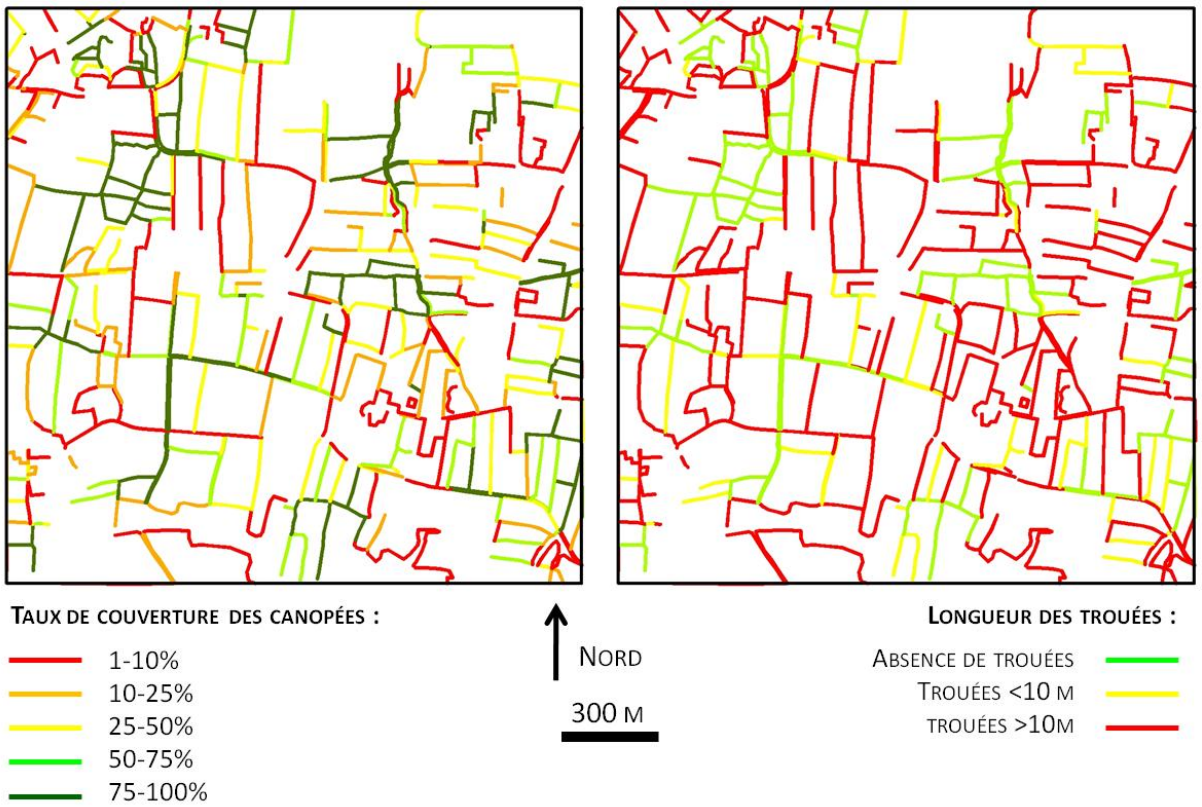


Figure 6.11 – Carte de l'analyse de l'arrangement spatial des éléments de haies au sein des bordures de champs boisées.

6.3.2.4. Carte des continuités des bordures de champs boisées

La figure 6.12 illustre la caractérisation finale des bordures de champs boisées selon trois catégories : les haies continues, les haies discontinues et les haies très discontinues. Rappelons qu'une haie est qualifiée de continue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent plus de 75% de la longueur totale de la bordure et que les trouées ne dépassent pas 10 mètres de longueur ; une haie est qualifié de discontinue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent entre 25 et 75% de la longueur totale de la bordure ; enfin une haie est qualifiée de très discontinue lorsque les canopées des arbres ou arbustes couvrent moins de 25% de la longueur totale de la bordure.

Pour un ensemble de 1157 bordures de champs boisées, d'une longueur de 43.766 km, 14.5% des bordures de champs boisées sont qualifiées de haies continues, 25.5% sont qualifiées de haies discontinues et 60% sont qualifiées de haies très discontinues. On note que les trois types de haies ne sont pas dispersés de manière homogène dans le paysage, mais sont plutôt agrégés en groupes de haies de même type sur un espace déterminé. Les haies continues ont tendance à être représentées en bordure de parcelles de prairie tandis que les haies discontinues bordent plutôt les parcelles de culture. Les bordures très discontinues sont essentiellement présentes au sein d'îlots de parcelles à dominante culturale.

Figure 6.12 – Carte de la continuité des bordures de champs boisées.

6.4. Discussion

L'utilisation de l'image LiDAR, par la combinaison des informations altimétriques et d'intensité, propose de meilleurs résultats que l'utilisation des deux autres images multispectrales. C'est la combinaison des deux informations contenues dans l'image LiDAR qui permet d'avoir une telle précision de classification. En effet, les informations d'altimétries permettent d'extraire l'ensemble des éléments d'une hauteur minimale définie, puis l'information d'intensité permet de distinguer les éléments arborés des autres éléments. L'image LiDAR est ici traitée en deux dimensions puisqu'elle a été rasterisée, mais l'information en trois dimensions qu'elle contient est tout de même exploitée en partie pour la classification. C'est ici la combinaison des informations d'altimétrie et d'intensité qui permet de produire de bons résultats de classification et de limiter les erreurs d'omission et de commission.

L'image multispectrale KOMPSAT II permet de produire de très bons résultats de classification puisque 97% du réseau de haies est extrait. Cependant, les erreurs d'omission et de commission sont plus importantes qu'avec la classification de l'image LiDAR. La résolution spatiale de cette image est intéressante puisqu'elle est à l'origine de 4 mètres pour les bandes multispectrales et de 1 mètre pour la bande panchromatique. La fusion de ces informations permet de traiter l'image à 1 mètre de résolution. Cependant la précision spectrale de cette image ne permet pas d'atteindre la même précision de classification que l'image LiDAR. En effet, les canopées extraites à partir de l'image KOMPSAT II ont des contours moins précis que celles extraites par la classification de l'image LiDAR.

L'image SPOT 5 à 5 mètres de résolution spatiale n'a pas permis d'extraire de manière précise les canopées d'arbres présentes au sein des haies. En effet, la taille des canopées d'arbres est inférieure à la taille des pixels de l'image. Même si cette image ne permet pas une extraction très précise des canopées, elle reste une donnée à privilégier pour la cartographie du réseau de haies (cf. Chapitre 5, § 5.1.).

La précision de l'extraction produite à partir de la classification de l'image LiDAR a permis de caractériser les types de continuité au sein des haies. On observe que classiquement les bordures boisées caractérisées comme continues ont tendance à être représentées en bordure de parcelles de prairie tandis que celles caractérisées comme discontinues bordent plutôt les parcelles de culture, les bordures caractérisées comme très discontinues sont essentiellement présentes au sein d'îlots de parcelles à dominante culturale. Cette répartition spatiale n'est appréhendée ici qu'au sein d'un site d'étude restreint de quelques kilomètres carrés. Il semblerait intéressant de pouvoir étendre cette caractérisation des types de haies à l'ensemble du site d'étude et d'évaluer les types d'occupation du sol présent dans le voisinage afin de déterminer si la répartition spatiale observée ici est représentative de l'ensemble du site de Pleine-Fougères.

Les classifications effectuées à partir des images LiDAR et KOMPSAT II ont permis d'extraire les éléments de haies à l'échelle des canopées d'arbres de manière précise. Afin d'évaluer le potentiel de ces images tant au niveau de leur résolution spatiale que spectrale, nous avons effectué des tests de classification afin de tenter de déterminer les espèces d'arbres présentes au sein de haies. Pour cela, nous avons mené une campagne de terrain afin de renseigner le nombre et le type d'arbres présents au sein d'un échantillon de haies du site B de Pleine-Fougères. Les classifications supervisées effectuées à partir d'un échantillonnage d'objets connus (relevés sur le terrain) n'ont pas permis de distinguer la différence entre les chênes et châtaigniers présents au sein des haies. Nous en avons déduit que la résolution spatiale de ces images est bien intéressante pour l'extraction d'éléments fins tels que les canopées d'arbres mais la résolution spectrale (multispectrale pour l'image KOMPSAT II et donnée d'intensité pour le LiDAR) ne permet pas de caractériser les espèces au sein canopées extraites. Ces résultats sont cohérents avec ceux exposés dans la littérature scientifique (Pyysalo, Hyyppä, 2004 ; Brandtberg, 2007). Le couplage entre l'imagerie hyperspectrale et THRS ou LiDAR semble être une piste à explorer pour la caractérisation des espèces d'arbre de manière précise (Lennon *et al.*, 2000 ; Eckert, Kneubuehler, 2004).

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'objectif de ce chapitre était d'évaluer la capacité des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale à détecter et extraire les éléments de haies à une échelle très fine, celle des canopées d'arbres. Les résultats ont montré que la cartographie la plus fine des éléments de haies à l'échelle des canopées d'arbres est celle produite à partir des données LiDAR. L'image satellitaire KOMPSAT II à 1 mètre de résolution spatiale, permet de produire une carte fine de l'emprise spatiale des haies, mais n'est pas adaptée à l'extraction des canopées d'arbres : si elle permet d'identifier la partie centrale de la canopée de l'arbre, en revanche l'identification du contour de la couronne est impossible. L'image satellitaire SPOT 5 à 5 mètres de résolution spatiale, ne permet pas de produire une cartographie fine des éléments interne aux haies, alors que ce type d'image permet d'identifier précisément la présence de haies dans le paysage (cf. Chapitre 5, § 5.1.).

Le second objectif de ce chapitre était de caractériser les bordures de champs boisées en déterminant leur niveau de continuité. L'image LiDAR ayant permis d'extraire de manière très précise la taille et la forme des canopées d'arbres sur le site d'étude considéré, cette donnée a été retenue pour l'étape de caractérisation des bordures de champs boisées. Les résultats montrent que les types de haies ne sont pas répartis de manière homogène dans le paysage : les haies continues sont regroupées entre elles et ont tendance à former des patches de paysage fermés, tandis que les haies discontinues sont proches de ces espaces fermés. Enfin, les haies très discontinues sont réparties autour de patches de parcelles culturales.

Les traitements effectués à partir de l'image LiDAR ont montré le potentiel de ce type de données, très précises au niveau spatial, pour délimiter et extraire des objets très fins dans un environnement complexe. Cependant, l'image LiDAR a été traitée ici en deux dimensions (x, y), la base des traitements de classification a été effectuée à partir de la rastérisation de l'information d'altimétrie et d'intensité générées par le laser aéroporté. Or les données LiDAR permettent de reconstituer un paysage en trois dimensions avec une précision spatiale de 0.5 mètres (soit 4 points par mètre carré) et une précision altimétrique de 0.12 mètres, ces informations en trois dimensions n'ont pas été directement exploitées ici.

La perspective de ce travail est d'associer aux canopées d'arbres déjà extraites, les informations sur les hauteurs des points mesurés par le laser. Les figures 6.13 et 6.14 illustrent le potentiel de cette information de hauteur pour une analyse du paysage bocager en trois dimensions. Il serait ainsi possible d'appréhender une haie non plus uniquement vu du dessus, mais également selon la forme et le volume des canopées. L'objectif est alors de déterminer pour chaque arbre d'une haie son volume et sa forme. A partir de ces informations, des indicateurs d'évaluation de la ressource en bois d'une haie sont extrapolables (Lotfi, 2008). Il est également envisageable de caractériser le type de pratique effectué sur les haies à partir de la forme des arbres. Cependant, les outils qui permettent de traiter les images en trois dimensions sont très spécifiques et peu accessibles. Certaines études montrent tout de même la possibilité d'analyses de ces images en trois dimensions (Pyysalo, Hyyppä, 2002 ; Reitberger *et al.,* 2009 ; Beland *et al.,* 2011).

Les travaux relatifs à ce chapitre ont fait l'objet de valorisation scientifique :

VANNIER C., HUBERT-MOY L., 2010: "Wooded hedgerows characterization in rural landscape using very high spatial resolution satellite images", *Proceedings of the 2010 IEEE International Geosciences and Remote Sensing Symposium,* Honolulu (USA), July 2010, pp. 347-350.

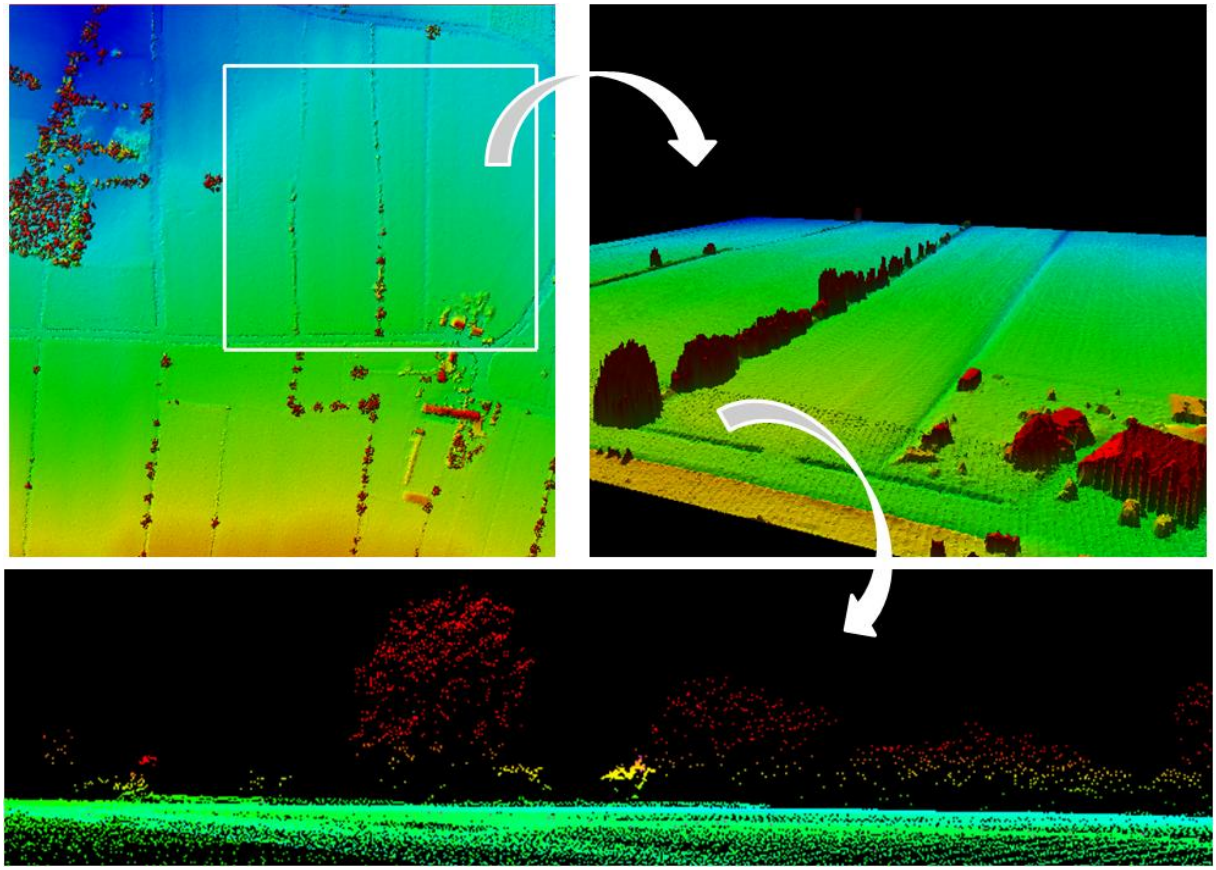


Figure 6.13 – Illustration de la donnée LiDAR en trois dimensions ; en haut à gauche une image d'élévation (points hauts en rouge, points bas en bleu) ; en haut à droite, information d'élévation interpolée ; en bas, vue du sol des points du LiDAR, on distingue un champ (points bleus-verts) et une haie (points rouges-jaunes).

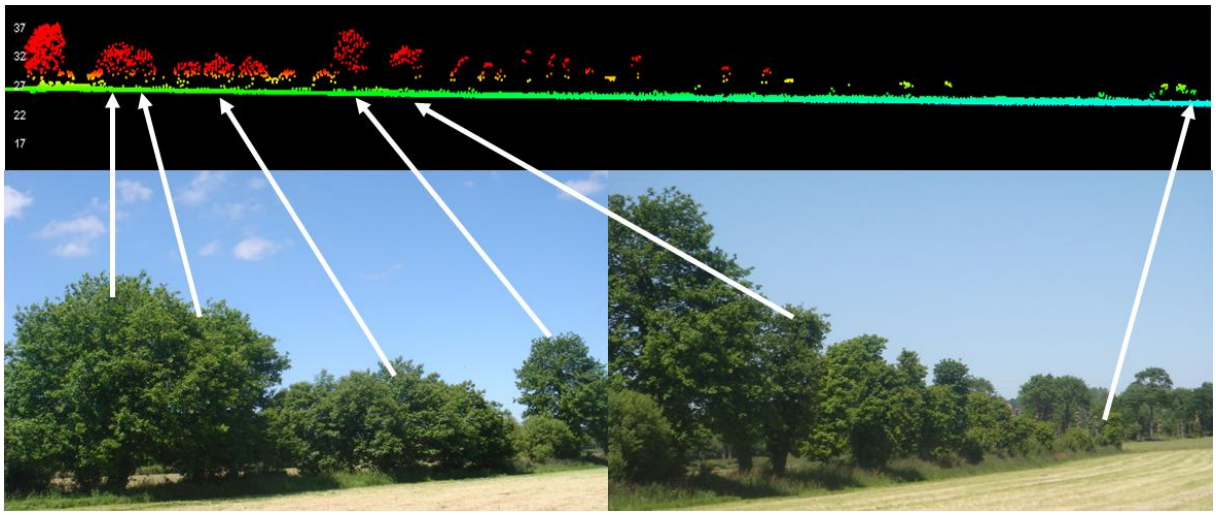


Figure 6.14 – Illustration de la donnée LiDAR en format de points, en trois dimensions, vu du sol. En haut, une haie représentée par les points du LiDAR, en bas, deux photographies de terrain prises à 2 jours d'intervalle de la prise de vue du LiDAR.

CONCLUSION

DE LA DEUXIEME PARTIE

L'observation des pratiques agricoles associées au réseau bocager par télédétection a été effectuée à deux échelles.

A l'échelle régionale, l'analyse de la dynamique des îlots parcellaires en termes d'occupation du sol a permis de déterminer les espaces agricoles les plus intensifs, qui sont présents principalement en centre Bretagne, le long du littoral Nord entre Lannion et la Baie du Mont-Saint-Michel et le long du littoral du Finistère nord et les espaces agricoles extensifs, qui sont quant à eux situés principalement aux alentours des Monts d'Arrée, des montagnes Noires, dans le secteur des landes de Lanvaux et dans le nord-est de l'Ille et Vilaine. Cette analyse a permis de définir le contexte agricole dans lequel le bocage est présent et évolue, la dynamique d'occupation des sols traduisant la mise en place de pratiques plus ou moins « intrusives » sur le bocage.

A l'échelle locale, le réseau de haies a été analysé à partir de données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale. Les analyses effectuées ont permis de déterminer différents types de haies présentes au sein d'un territoire bocager et de dégager les continuités des éléments au sein des haies. Différentes données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale ont été évaluées afin de déterminer leur potentiel pour l'identification et la caractérisation du réseau de haies et de leur structure interne. Les données évaluées couvrent un large panel de résolutions spatiales allant de 0.5 mètres à 23 mètres et comportent des résolutions spectrales variées allant d'une seule bande panchromatique à quatre bandes spectrales. Les résultats mettent en avant qu'une faible résolution spatiale ne nuit pas forcément à la pertinence des informations produites à partir de ces données. En effet, bien que les cartes produites à partir de l'image IRS P6 LISS III ne permettent d'extraire que 28% de la longueur du réseau de haies, elles font ressortir les micro-paysages fermés rassemblant une forte densité de haies larges avec des canopées supérieures à 625 m². De même, avec un pourcentage d'extraction de la longueur du réseau de haies ne dépassant pas 70%, les cartes produites à partir de l'image ASTER VNIR mettent en évidence les micro-paysages fermés ainsi que les haies boisées larges ou des haies doubles formant des taches de canopées importantes (supérieures à 225 m²). Les résultats montrent aussi qu'une très bonne résolution spatiale ne suffit pas pour cartographier le réseau bocager avec une très forte précision. Ainsi, l'image SPOT 5 permet de produire des cartes précises, la longueur du réseau de haies extrait représentant 87.8% et 83.5%, respectivement à 5 et 10 mètres de résolution spatiale. Avec une résolution spatiale supérieure, l'image KOMPSAT II permet d'extraire la quasi-totalité des haies boisées, soit 96.5% de la longueur du réseau de haies, l'ensemble des canopées d'arbres ayant été identifiées. A l'inverse l'orthophotoplan, malgré une résolution spatiale très fine et supérieure à celle des images satellitaires, ne permet d'extraire que 74.4% de la longueur du réseau de haies les erreurs de classifications s'expliquant par la faible profondeur spectrale de cette donnée qui entraîne des confusions entre les réponses spectrales du réseau bocager et celles des parcelles voisines. Enfin, les

résultats montrent l'intérêt de la prise en compte de l'altimétrie dans l'étude du réseau bocager. Ainsi, les données LiDAR permettent d'extraire 98% de la longueur du réseau de haies, toutes les haies étant représentées sur les cartes avec des contours très précis. La qualité de l'information extraite a permis de produire une caractérisation fine des éléments boisés afin de déterminer la continuité des canopées au sein des haies. Les deux types de données produisant les cartes les plus précises (KOMPSAT II et LiDAR) n'ont cependant pas permis de déterminer les espèces d'arbres au sein des haies, la résolution spectrale de ces données n'étant pas suffisante pour cela.

L'évaluation écologique multi-échelle qui a été effectuée ensuite a permis de mettre en avant la complémentarité des informations contenues dans les cartes produites à partir des données de télédétection. Ainsi, nous avons pu montrer qu'une carte du réseau bocager réalisée à partir d'une numérisation manuelle des haies n'est pas forcément à considérer comme une information « de référence » ; elle produit une information différente des autres cartes du fait du mode de représentation des éléments sur cette carte (une polyligne représente une haie). Elle présente l'intérêt de recenser la totalité des haies présentes dans un paysage mais n'informe pas sur la structure de ces haies (largeur et densité des canopées, continuité ou discontinuité des canopées au sein des haies). De même, du point de vue écologique toutes les cartes apparaissent comme étant informatives : les cartes grossières représentent les paysages fermés constitués de haies très denses et spatialement proches les unes des autres, tandis que les cartes les plus fines retranscrivent le gradient d'ouverture du paysage de manière précise. La distribution des deux espèces de carabes a pu être expliquée par l'ensemble des cartes à des échelles différentes. La pertinence des informations contenues dans les cartes varie selon les caractéristiques des espèces considérées : pour une espèce sensible à l'arrangement spatial du réseau de haies à une échelle fine, la distribution de cette espèce sera mieux expliquée par les cartes fines ; inversement, pour une espèce aux caractéristiques écologiques moins sensible aux effets micro-locaux, les cartes plus grossières peuvent en expliquer la distribution.

Les pratiques agricoles associées au réseau bocager ont été appréhendées dans cette partie de manière indirecte, en considérant que la structure des éléments observés et leur dynamique temporelle traduit la présence de pratiques agricoles plus ou moins intrusives au sein des haies. Les traitements effectués à partir des données LiDAR ont mis en avant leur potentiel pour l'extraction et l'analyse de la forme des arbres et de la volumétrie des canopées. Il devrait ainsi être possible d'en déduire très précisément la mise en place de pratiques agricoles en développant des méthodes de traitement 3D de ces données.

TROISIEME PARTIE

ANALYSE SPATIALE ET MODELISATION DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER

INTRODUCTION

DE LA TROISIEME PARTIE

La troisième partie de ce manuscrit présente les travaux réalisés sur l'analyse spatiale et la modélisation des pratiques agricoles associées au réseau bocager. L'analyse de la répartition spatiale des haies, par types de densité et de continuité, et des parcelles, par types de successions d'occupation des sols, est effectuée à partir des observations faites par télédétection dans la deuxième partie. Ces analyses, effectuées en amont de la modélisation, doivent permettre de dégager des tendances d'organisation spatiale des éléments de structures paysagères utiles à la constitution des scénarios et à la validation des résultats de la modélisation.

L'objectif de cette partie est double : il s'agit dans un premier temps d'analyser les relations entre la dynamique des pratiques d'acteurs et leur traduction paysagère afin de mettre en évidence les patrons d'organisation spatiale qui structurent le paysage agricole ; et dans un deuxième temps, de modéliser l'influence des pratiques agricoles sur l'évolution du réseau de haies.

Le septième chapitre est d'abord consacré à l'analyse et à la caractérisation des types de successions d'occupation du sol des parcelles agricoles. Ces types de successions sont ensuite confrontés aux informations relatives aux types de haies en termes de structure et de gestion afin d'analyser les relations qui existent entre ces deux éléments de structures paysagères.

Le huitième chapitre expose la modélisation des pratiques agricoles associées au réseau bocager. Ce modèle doit répondre à la question : comment les pratiques agricoles effectuées sur les haies influencent la dynamique du paysage ? Pour cela, un modèle multi-agent, le modèle DySPATSH (Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies) est développé à partir de la plate-forme NetLogo. Ce modèle est élaboré afin de simuler la dynamique des pratiques agricoles associées au réseau bocager (maintien, émondage, arasement, plantation) sur différentes configurations paysagères proches des observations effectuées dans le septième chapitre.

CHAPITRE 7

ANALYSE SPATIALE DES PATRONS D'ORGANISATION DES PRATIQUES AGRICOLES

SOMMAIRE

INTRODUCTION 189

7.1. Analyse spatiale de la dynamique de l'occupation du sol aux échelles de la parcelle et de l'îlot parcellaire 190

7.1.1. Les données 190
7.1.2. Méthodologie 192
7.1.2.1. Extraction des successions culturales 192
7.1.2.2. Classification des successions culturales 193
7.1.2.2.1. Les variables descriptives des successions culturales 193
7.1.2.2.2. Méthodologie de la classification des successions culturales 194
7.1.2.3. Détermination de la répartition spatiale des types de successions culturales par analyse de voisinage 194
7.1.2.3.1. Principe général 194
7.1.2.3.2. Au niveau parcellaire 195
7.1.2.3.3. Au niveau îlot 196
7.1.3. Résultats 198
7.1.3.1. Analyse des variables descriptives des successions culturales 198
7.1.3.2. Classification des successions culturales 199
7.1.3.3. Analyse de voisinage de la répartition spatiale des successions culturales 201
7.1.3.3.1. Au niveau parcellaire 201
7.1.3.3.2. Au niveau îlot 203

CONCLUSION 205

7.2. Analyse spatiale d'éléments de structures paysagères au sein de la dynamique de l'occupation du sol 206

7.2.1. Les données 206
7.2.1.1. La carte de référence 207
7.2.1.2. Les cartes du réseau bocager issues des données de télédétection 207
7.2.1.3. La carte de la pratique de l'émondage 208
7.2.1.4. La carte des successions culturales 209
7.2.2. Méthodologie 209
7.2.2.1. Caractérisation des types de haies 209
7.2.2.2. Détermination de la répartition spatiale des haies selon les successions culturales voisines 210
7.2.3. Résultats 211
7.2.3.1. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies : 211
7.2.3.1.1. de l'ensemble du réseau de haies 211
7.2.3.1.2. par type de haies 212
7.2.3.1.3. des haies émondées 214
7.2.3.2. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies selon les successions culturales voisines : 214
7.2.3.2.1. de l'ensemble du réseau de haies 214
7.2.3.2.2. par type de haies 215
7.2.3.2.3. des haies émondées 217

CONCLUSION 218

INTRODUCTION

La dynamique de l'occupation et de l'utilisation du sol se traduit en milieu agricole par les successions de couverts prairiaux ou de cultures sur le territoire. Ces successions sont mises en place par les agriculteurs afin de lutter contre les ravageurs et les maladies et de permettre d'enrichir les sols en éléments nutritifs (Joannon *et al.,* 2008). Généralement analysées au niveau de la parcelle, elles sont organisées au niveau de l'exploitation (Thenail *et al.,* 2009 ; cf. Chapitre 1, § 1.2.). En contexte agricole bocager, les éléments structurant le paysage, sont les parcelles et les haies. L'assemblage de ces éléments forme une structure paysagère qui est définie comme un « *système formé par des éléments de paysage et les interrelations, matérielles et immatérielles, qui les lient entre eux* » (Ministère de l'Ecologie du Développement Durable, des Transports et du Logement). Ainsi, la répartition des haies dans le paysage et leur physionomie, qui est fonction de la nature de la haie et de sa gestion, sont dépendantes des pratiques agricoles exercées sur les parcelles adjacentes. Or si quelques études ont montré que la densité de haies dans le paysage est liée aux usages des sols à une date donnée (Houet *et al.,* 2008), ou que l'usage des sols à une date donnée influe sur les pratiques agricoles effectuées sur les haies (Lotfi *et al.*, 2010), l'influence des successions culturales sur le réseau de haies en terme de présence, de nature et de gestion n'est souvent pas mise en relation. Ainsi, la compréhension de la structure spatiale du réseau bocager et de son évolution passe par l'étude des relations entre les éléments formant la mosaïque paysagère en contexte bocager, c'est-à-dire les successions culturales et les haies. Autrement dit, la dynamique et l'arrangement spatial des parcelles génèrent des patrons d'organisation des pratiques agricoles que l'on doit chercher à identifier pour comprendre comment le réseau de haies est distribué spatialement, comment il est géré et comment il évolue.

Par ailleurs, les écologues du paysage ont montré l'importance du rôle joué par la mosaïque de l'occupation des sols agricoles et de l'arrangement spatial des éléments de structure paysagère (parcelles et haies) pour la biodiversité et le maintien de la multifonctionnalité des territoires agricoles (Taylor *et al.,* 1993 ; Burel *et al.*, 2011 ; Fahrig *et al.,* 2011). Un même espace peut à la fois jouer un rôle d'habitat, de corridor ou de barrière selon les espèces considérées. Cependant, le rôle des successions culturales n'est que très peu étudié dans l'évaluation écologique des paysages. Les travaux effectués sur les continuités écologique des paysages agricoles portent essentiellement sur la présence et l'arrangement spatial d'éléments semi-naturels tels que les bois, bosquets, haies dans le paysage (Petit, Burel, 1998 ; Burel, Baudry, 2005 ; Delattre *et al.,* 2010). Le plus souvent, les travaux des écologues et des agronomes portant sur l'organisation spatiale de l'occupation des sols agricoles se basent sur des approches statistiques, sur l'utilisation de fenêtres glissantes ou de cartographies de distance-coût en mode raster (Schermann, Baudry, 2002 ; Baudry *et al.,* 2003 ; Thenail, Baudry, 2004 ; Mignolet *et al.,* 2007 ; Joannon *et al.,* 2008) ou sur des méthodes de classifications complexes telle que celle proposée par Lazrak *et al.* (2010) utilisant les chaînes de Markov cachées pour la classification des successions culturales. Il est de plus en plus admis que la mosaïque des cultures participe à définir ces continuités (Burel *et al.,* 2011). En effet, c'est l'ensemble des éléments du paysage qui concourt à favoriser le déplacement des individus d'une espèce donnée et qui définit la connectivité du paysage (Taylor *et al.,* 1993).

Ainsi, l'objectif de ce chapitre est double, il s'agit 1- de mettre en évidence les patrons d'organisation spatiale qui structurent le paysage agricole. Il convient pour cela d'identifier les principales dynamiques d'utilisation des sols agricoles sur le site de Pleine-Fougères et de les analyser aux niveaux de la parcelle et de l'îlot parcellaire ; 2- étudier la relation entre les patrons

d'organisation spatiale déterminés précédemment avec le réseau de haie, tant en termes de physionomie que de gestion. Cela nous permettra ainsi d'appréhender la dynamique des pratiques d'acteurs et leur traduction paysagère.

Ce chapitre présente les méthodes mises en œuvre respectivement pour répondre à ces deux objectifs et les résultats obtenus.

7.1. Analyse spatiale de la dynamique de l'occupation du sol aux échelles de la parcelle et de l'îlot parcellaire

Dans cette première partie de chapitre, nous proposons d'étudier la dynamique de l'utilisation du sol à partir des successions annuelles (2000-2009) de couverts végétaux de la Surface Agricole Utile (SAU) sur le site de Pleine-Fougères. Pour cela, nous distinguons deux grandes catégories d'occupation du sol, les prairies et les cultures, les successions de ces couverts étant dénommées ici successions culturales, qu'il s'agisse de surfaces en prairies ou cultures. Une approche schématique de l'utilisation des sols permet de mieux déterminer les patrons d'organisation spatiale qui structurent le paysage agricole. Deux échelles d'analyse sont privilégiées, la parcelle et l'îlot de parcelles qui sont les deux unités de décision technique de l'agriculteur. La parcelle comme l'îlot sont considérés ici selon une notion agronomique et non cadastrale, c'est-à-dire comme l'unité de base pour la gestion agronomique et la mise en œuvre effective des pratiques agricoles. La parcelle est l'unité de gestion la plus fine et est considérée homogène. L'îlot de parcelles est ici défini comme un groupe de parcelles voisines et gérées de façon homogène sur une période donnée. La répartition spatiale de la dynamique de l'utilisation du sol est analysée à partir du voisinage des parcelles puis des îlots. Une méthodologie d'analyse de voisinage à partir d'objets est développée dans cette étude. L'originalité de notre approche est double : 1) il s'agit de prendre en compte la dynamique temporelle de l'utilisation du sol des parcelles agricoles afin de les caractériser selon cette dynamique. En effet, l'occupation du sol est habituellement considérée à une saison ou une année donnée. Nous proposons ici une approche temporelle de l'occupation du sol ; 2) il s'agit de mettre en place une analyse spatiale de cette dynamique temporelle à partir d'objets géographiques à deux niveaux d'organisation différents. En effet, les métriques paysagères, habituellement utilisées dans les études écologiques et développées en mode raster, ont comme unité de base le pixel et dans ce cas les éléments de structure du paysage ne sont pas explicitement considérés. Dans notre approche, les éléments structurant le paysage agricole (parcelles, îlots) déterminent les unités de base de l'analyse spatiale.

7.1.1. Les données

Les données utilisées sont des cartographies de l'occupation du sol du site d'étude pour les années 2000 à 2009 à un pas de temps annuel, à l'échelle parcellaire. Ces cartographies ont été effectuées à partir de classifications annuelles de l'occupation des sols sur la période 2000-2009. Elles ont été élaborées par la Zone Atelier Armorique, sur le site de Pleine Fougères et intégrées dans un Système d'Information Géographique (SIG).

Tableau 7.1 - Typologie de la base de données « Occupation du sol » de la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères.

SAU	Non SAU
Prairie, Maïs, Céréale, Autre culture, Bande enherbée.	Route (goudronnée), Chemin (non goudronné), Surface bâtie, Voie ferrée, Eau, Bois, Friche.

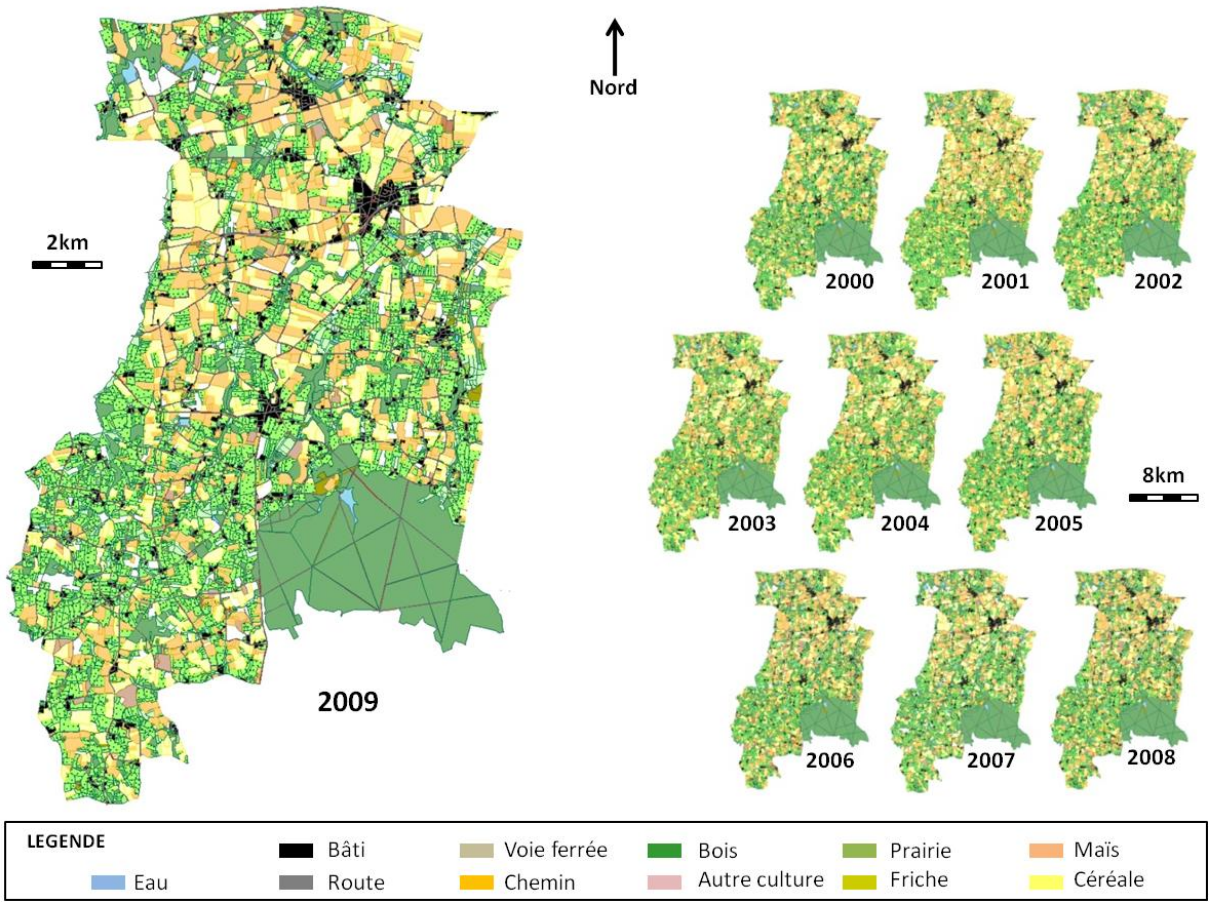


Figure 7.1 – Cartes de l'occupation des sols de 2000 à 2009 issues de la base de données de la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères.

Les classifications ont été réalisées à partir de photographies acquises par vols ULM et caractérisées par une résolution spatiale d'un ordre métrique ou infra-métrique. Les photographies ont été géoréférencées et mosaïquées dans le système NTF (Nouvelle Triangulation Française) projection Lambert 2 étendue à partir d'un orthophotoplan de l'IGN (Institut Géographique National) avec le logiciel ArcGis 9.2 (ESRI Inc.). Les classifications de l'occupation du sol ont ensuite été réalisées par la photo-interprétation des mosaïques des photographies aériennes, assistée par ordinateur. Les informations ont été produites sous la forme d'une couche vectorielle de polygones représentant les parcelles et les surfaces artificialisées du site d'étude. Une classe d'utilisation des sols a été affectée aux polygones selon la typologie présentée dans le tableau 7.1. Des observations

de terrain (relevés d'occupation du sol, photographies, …) et des données satellitaires multispectrales à haute et très haute résolution spatiale (LANDSAT, IRS-LISS, ASTER, SPOT, KOMPSAT, …) ont été utilisées pour calibrer et valider les classifications. Enfin, les classifications ont été corrigées manuellement en prenant en compte pour chaque année les usages du sol de l'année -1 et de l'année +1 afin de rectifier les successions culturales qualifiées d'impossibles ou d'improbables sur le plan agronomique. La figure 7.1 illustre les classifications de l'occupation du sol issues de la base de données de la Zone Atelier Armorique pour les années 2000 à 2009.

7.1.2. Méthodologie

L'approche méthodologique s'articule en trois points (Figure 7.2) : 1- la préparation des données : l'information nécessaire à la construction des successions culturales entre 2000 et 2009 est extraite de la base de données de l'occupation du sol de la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères ; 2- la caractérisation des successions culturales : celles-ci sont décomposées en quatre variables descriptives, puis analysées et classées en cinq types de successions représentatives de la dynamique de l'utilisation du sol sur l'ensemble du site d'étude ; 3- l'analyse de la répartition spatiale des types de succession : une analyse de voisinage est effectuée à deux échelles (parcelle, îlot parcellaire).

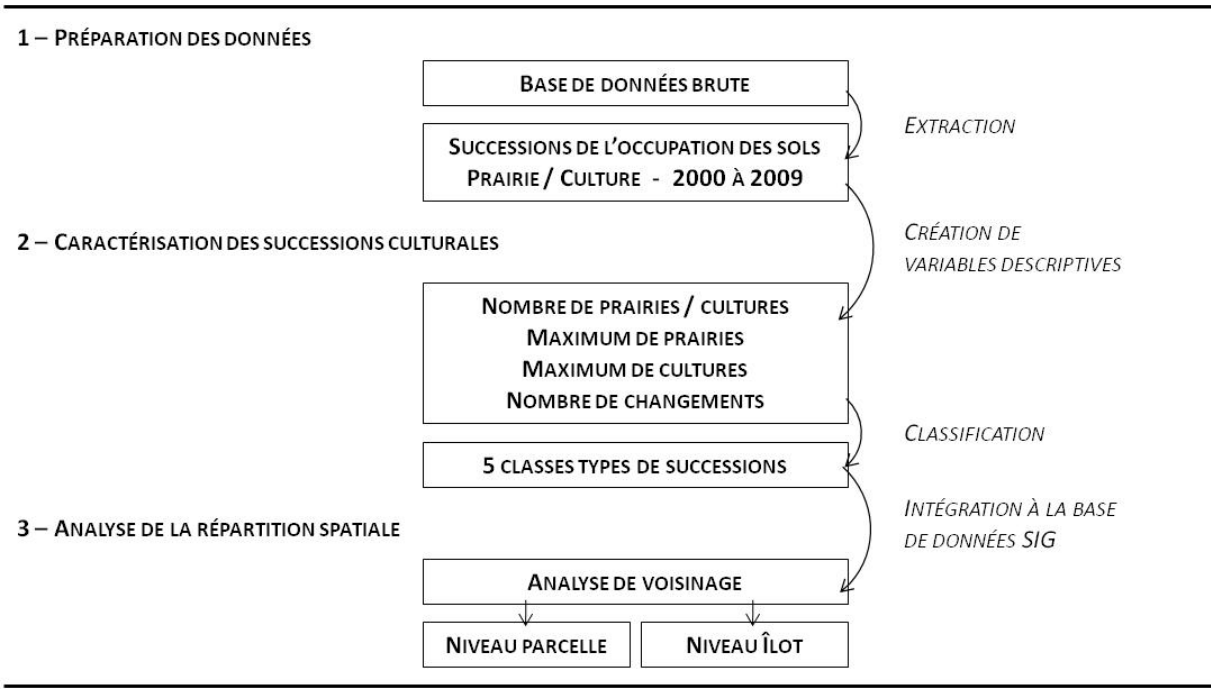


Figure 7.2 - Organigramme général résumant les principales étapes méthodologiques.

7.1.2.1. Extraction des successions culturales

A partir de la base de données de l'occupation du sol de 2000 à 2009, les informations essentielles à la construction des successions culturales ont été extraites selon la méthode suivante. Nous avons cherché à prendre en compte les grands types de successions afin de procéder à une première approche des dynamiques présentes sur le site d'étude. Nous proposons ainsi de regrouper

des classes d'utilisation des sols en deux grandes catégories, prairie ou culture. Pour cela, nous avons conservé les informations annuelles relatives à l'utilisation du sol de 2000 à 2009, soit sur une période de 10 années consécutives. Les parcelles ont été reclassées en deux catégories : prairie (P) et culture (C). Les informations ont été concaténées afin d'obtenir une donnée synthétique sur les successions culturales (Tableau 7.2), ce qui permet d'avoir une lisibilité de la stabilité ou du changement de l'utilisation des sols sur une période considérée. Lorsque l'on récapitule l'ensemble des successions présentes sur le site d'étude, on en dénombre 450.

Tableau 7.2 - Exemples de successions culturales extraites à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2000 et 2009.

2000	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**concat0009**
P	P	P	P	C	C	P	P	P	P	PPPPCCPPPP
P	P	P	P	P	P	P	P	C	C	PPPPPPPPCC
P	P	P	P	C	P	P	C	C	P	PPPPCPPCCP
C	C	C	C	C	C	C	C	C	P	CCCCCCCCCP
C	C	C	C	C	C	C	C	C	P	CCCCCCCCCP
P	P	P	P	P	P	P	P	C	P	PPPPPPPPCP
P	P	P	P	P	C	C	C	C	P	PPPPPCCCCP

7.1.2.2. Classification des successions culturales

Les successions culturales ne peuvent pas être analysée et classées sous leur forme initiale qui est qualitative. Pour cela, nous avons utilisé des variables descriptives quantitatives.

7.1.2.2.1. Les variables descriptives des successions culturales

Les quatre variables descriptives des successions culturales calculées sont :

- le nombre de prairies / cultures (Nb_P / Nb_C) : pour chaque succession a été extrait le nombre total d'années pendant lesquelles la parcelle est en prairie (P). On en a déduit le nombre d'années pendant lesquelles la parcelle était en culture (C) : 10 - Nb_P = Nb_C ; sur dix ans, une parcelle ne pouvant être classée qu'en prairie ou culture, si le nombre d'années de prairies est égale à n, le nombre d'années de cultures est égal à 10-n ;
- le maximum de prairies (Max_P) : pour chaque succession a été extrait le nombre d'années maximal de maintien de la parcelle en prairie. Par exemple, pour la succession « PPCCCPPPCC », le nombre maximum de prairies successives durant la période est de trois ;
- le maximum de cultures (Max_C) : pour chaque succession a été extrait le nombre d'années maximal de maintien de la parcelle en culture. Par exemple, pour la succession « PCCCCPPCCC », le nombre maximum de cultures successives durant la période est de quatre ;
- le nombre de changements (Chgmt) : pour chaque succession a été extrait le nombre de passages d'une classe d'occupation du sol à une autre (passage de P à C ou de C à P). Par exemple, pour la succession « PPCCPPCCPP », le nombre de changements est de quatre.

Ces variables ont permis de prendre en compte différentes pratiques agricoles. Leur combinaison a permis de décrire les successions selon leur stabilité, changement ou dominante de l'occupation du sol d'une parcelle.

7.1.2.2.2. Méthodologie de la classification des successions culturales

A partir des variables descriptives calculées précédemment, il a s'agit de classer en grandes catégories les types de successions de l'occupation du sol présentes sur le site d'étude. A dires d'experts (comm. pers. A. Joannon et C. Thenail, INRA-SAD Paysage, 2010) et à partir de l'analyse des variables descriptives, nous avons déterminé cinq catégories représentatives de l'ensemble des successions culturales sur le site d'étude. Deux catégories représentant d'une part les surfaces toujours en prairie et, d'autre part, les surfaces toujours en culture sont extraites de la base de données à classer pour former deux des cinq types de succession. Sont considérées comme « surfaces toujours en prairie », les parcelles étant en prairie neuf années au minimum sur dix. Sont considérées comme « surfaces toujours en culture », les parcelles étant en culture neuf années au minimum sur dix. Ces surfaces toujours en prairie ou en culture sont considérées comme stables aussi bien du point de vue agronomique qu'écologique. La série de données restante a ensuite été classée en trois catégories selon la méthode K-means (MacQueen, 1967). Cette méthode de classification itérative permet de converger vers une solution. En outre avec cette méthode, l'attribution d'un objet à une catégorie lors d'une itération peut être différente à l'itération suivante si elle permet une meilleure convergence vers la solution finale.

7.1.2.3. Détermination de la répartition spatiale des types de successions culturales par analyse de voisinage

7.1.2.3.1. Principe général

L'analyse de la structure d'un paysage a pour objectif de rendre compte de la taille et de la forme des différents éléments d'un paysage, ainsi que de leur arrangement spatial (Schermann, Baudry, 2002). L'objectif a été de déterminer l'arrangement spatial des unités fondamentales du paysage agricole (parcelle, îlot) selon leur dynamique spatio-temporelle d'usage du sol, par rapport à une répartition spatiale théorique d'homogénéité. La figure 7.3 illustre la définition de l'homogénéité d'un paysage, d'après Burel et Baudry (1999).

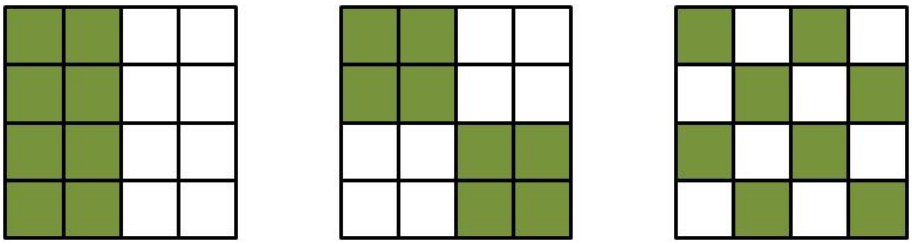


Figure 7.3 - Homogénéité et hétérogénéité d'un paysage : hétérogénéité maximale et quasi maximale de la répartition de deux classes d'usage du sol pour les configurations de gauche et du milieu, homogénéité maximale pour la configuration de droite (d'après Burel, Baudry, 1999).

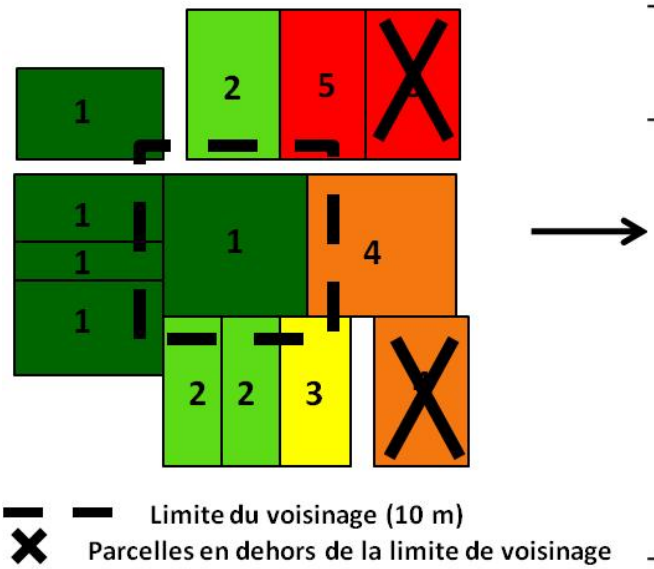
La détermination de la répartition spatiale des types de successions a été effectuée à partir d'une analyse de voisinage : pour un objet d'un type donné, l'ensemble des objets de son voisinage et le pourcentage de chacun des cinq types par rapport à l'ensemble du voisinage considéré ont été calculés. Ainsi, pour l'ensemble des objets de type 1, le nombre des objets considérés comme voisins des objets de type 1 a été calculé, ainsi que le pourcentage de chaque type (1-2-3-4-5) par rapport au nombre total des voisins. Etant donné que nous travaillons en mode vectoriel et que la mosaïque d'objets ne constitue pas une grille régulière, les métriques courantes appliquées en mode raster pour déterminer le voisinage et l'ordre de voisinage ne peuvent s'appliquer. Ici, le voisinage est déterminé à partir de la distance du contour d'un objet par rapport au contour de l'objet le plus proche : un objet A est considéré voisin de l'objet B si A et B ont une bordure commune, ou si la distance d'une des bordures de A est à 10 mètres au plus d'une des bordures de B.

Si on part de l'hypothèse que le territoire est structuré de façon totalement homogène (Figure 7.3), c'est-à-dire que quel que soit le type de succession de l'occupation du sol, il est également réparti sur l'ensemble du territoire, alors la distribution spatiale du voisinage est équivalente quel que soit le type. La répartition théorique attendue est de 20% pour chaque type de voisinage quel que soit le type analysé. Si le pourcentage est supérieur à 20%, c'est qu'il existe un agrégat spatial d'un type de succession. Si le pourcentage est inférieur à 20%, il existe une sous-représentation d'un type de voisinage par rapport à un type de succession. C'est l'analyse de ces variations qui permet de déterminer s'il existe des organisations spatiales privilégiées de certains types de successions par rapport à d'autres. De plus, le territoire agricole s'organisant à différents niveaux, l'analyse de voisinage a été appliquée à deux niveaux, celui de la parcelle et celui de l'îlot. La méthode est illustrée pour chacun des deux niveaux dans les points suivants.

7.1.2.3.2. Au niveau parcellaire

Chaque parcelle comporte un attribut qualitatif numéroté de 1 à 5 représentant le type de successions auquel elle appartient (Figure 7.4). Analysons le voisinage de la parcelle centrale, classée en type 1. Les pointillés représentent la limite du voisinage, soit une enveloppe de dix mètres autour de la parcelle considérée. Toutes les parcelles qui intersectent cette enveloppe de dix mètres sont considérées voisine de la parcelle d'intérêt. Dans cet exemple, deux parcelles ont été mises de côté pour l'analyse (barrées sur la figure 7.4) car elles n'appartiennent pas au voisinage de la parcelle considérée. On dénombre alors dix parcelles voisines, quatre sont de type 1, trois de type 2, une de type 3, une de type 4 et une de type 5. Le voisinage de la parcelle centrale considérée est composé de 40% de parcelles de type 1, 30% de type 2, 10% de type 3, 10% de type 4 et 10% de type 5. Cela signifie spatialement que les parcelles de type 1 sont regroupées en un patch composé de cinq parcelles, que la parcelle centrale a également un voisinage dominant de parcelles de type 2, mais que les parcelles de type 3, 4 et 5 sont sous-représentées dans son voisinage. On peut alors en déduire que la parcelle de type 1 a une configuration spatiale de voisinage favorisant les parcelles ayant la même dynamique ou une dynamique proche de successions. Cette analyse de la répartition spatiale du voisinage traduit un indicateur de la diversité spatiale des dynamiques d'utilisation du sol à un niveau fin.

Cette analyse a été effectuée pour l'ensemble des parcelles de chaque type à l'aide de requêtes spatiales calculées avec le logiciel ArcGis 9.2 (ESRI Inc.).



Type de succession	Parcelles voisines selon le type (nb)	Parcelles voisines selon le type (%)
1	4	40
2	3	30
3	1	10
4	1	10
5	1	10
total	10	100

Figure 7.4 - Méthodologie de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire.

7.1.2.3.3. Au niveau îlot

La figure 7.5 illustre le passage du niveau parcellaire au niveau îlot. Les îlots parcellaires sont construits à partir des objets « parcelles » de la base de données. Il s'agit d'une couche d'information vectorielle de polygones. Un îlot peut comporter une ou plusieurs parcelles. Il s'agit d'agréger les parcelles d'un même type (parcelles ayant le même type de succession culturale) comportant une bordure commune. Si une parcelle ne comporte pas de bordure commune avec une voisine du même type qu'elle, alors elle forme un îlot d'une parcelle et ses dimensions ne changent pas. Dans la figure 7.5, c'est le cas par exemple de la parcelle de type 3. La parcelle centrale analysée dans le paragraphe précédent a été agrégée à ses voisines de gauche de même type qu'elle (elles possèdent une bordure commune) pour former un îlot, soit un nouvel objet de dimension supérieure.

La figure 7.6 illustre la méthodologie de l'analyse de voisinage au niveau de l'îlot. Le principe est identique à celui du niveau parcellaire. Chaque îlot comporte un attribut qualitatif numéroté de 1 à 5 représentant les types de successions culturales de l'îlot. Si on analyse l'îlot central de type 1, on lui définit une enveloppe de voisinage de dix mètres (représentée en pointillés) et on observe que six îlots intersectent cette enveloppe. Ils sont définis comme voisins. Dans le voisinage de l'îlot considéré dans cet exemple, on compte un îlot de type 1, deux de type 2, un de type 3, un de type 4 et un de type 5. Le voisinage de cet îlot est composé de 16.6% d'îlots du type 1, de même pour les types 3, 4 et 5 et 33.3% d'îlots du type 2.

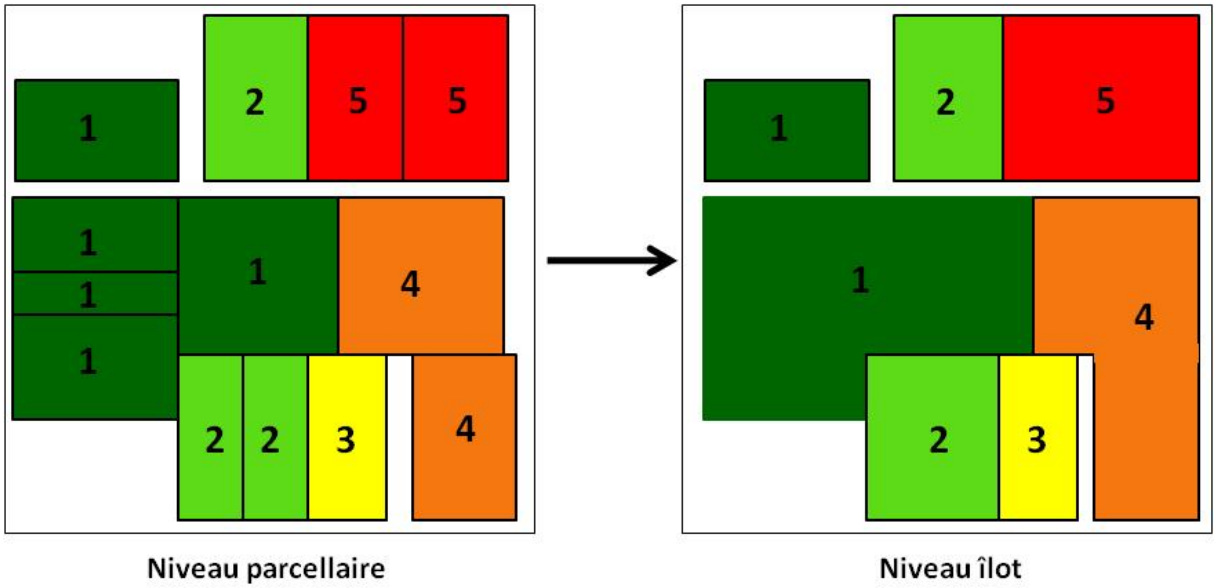
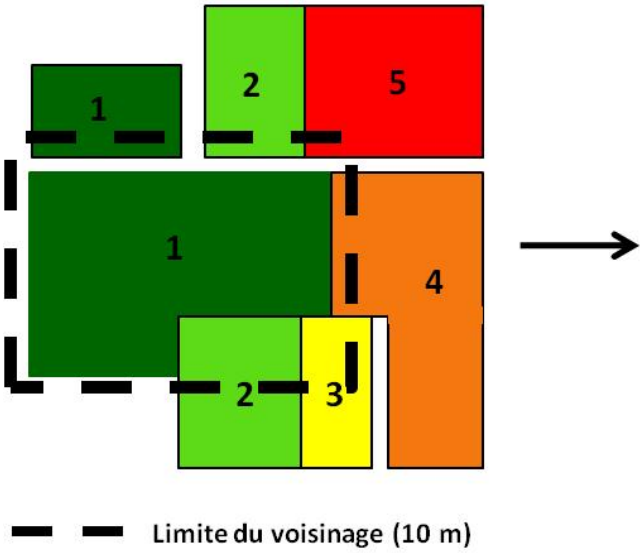


Figure 7.5 - Schéma résumant le passage du niveau parcelle au niveau îlot.



Type de succession	Îlots voisins selon le type (nb)	Îlots voisins selon le type (%)
1	1	16.6
2	2	33.3
3	1	16.6
4	1	16.6
5	1	16.6
total	6	100

Figure 7.6 - Méthodologie de l'analyse de voisinage au niveau îlot.

7.1.3. Résultats

7.1.3.1. Analyse des variables descriptives des successions culturales

La figure 7.7 illustre la répartition statistique des variables descriptives des successions culturales (en % de SAU).

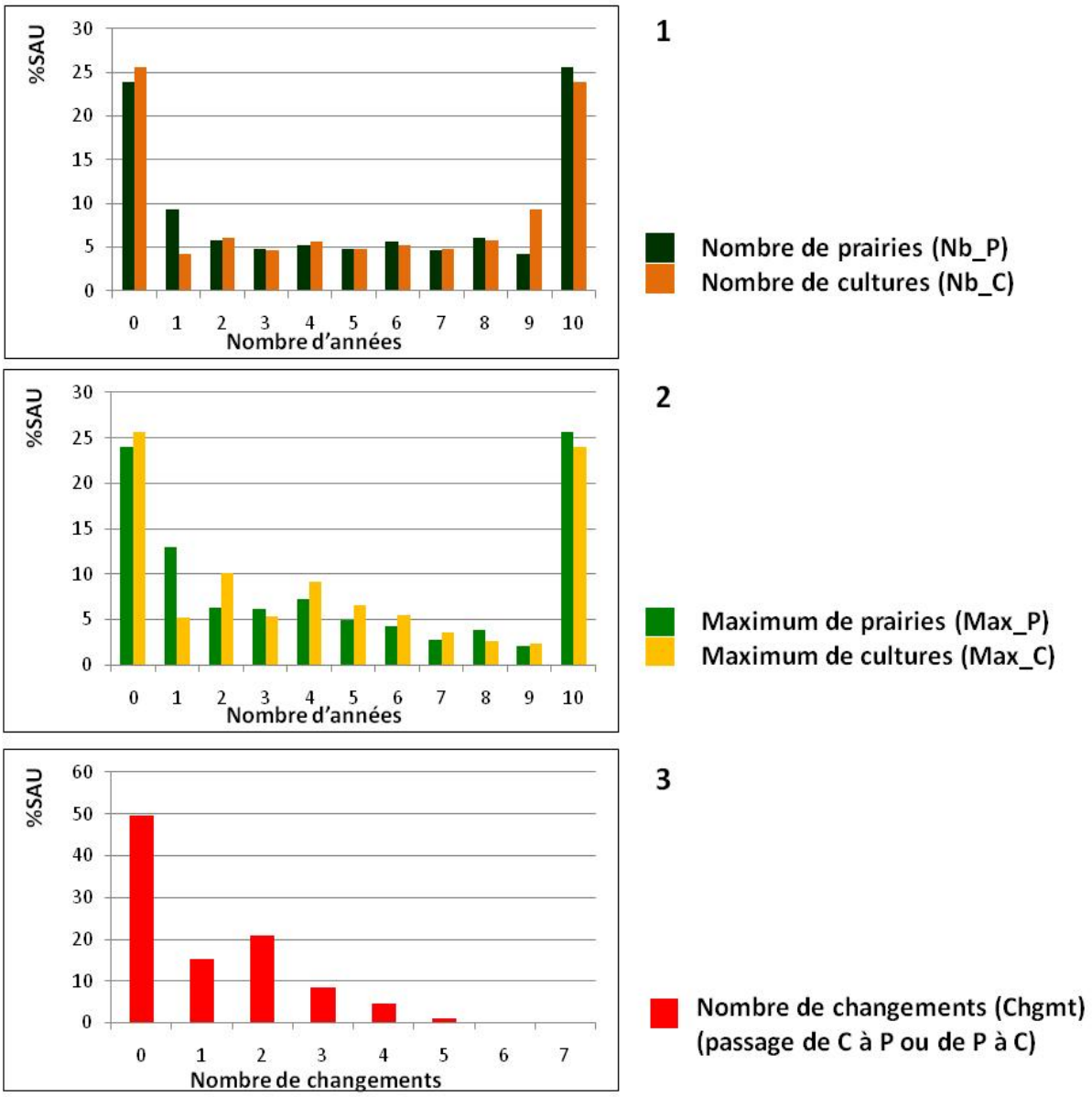


Figure 7.7 - Représentation statistique des variables descriptives des successions culturales. Le diagramme 1 illustre les variables « nombre de prairies » et « nombre de cultures », le diagramme 2 les variables « maximum de prairies » et « maximum de cultures » et le diagramme 3 la variable « changement ».

Le premier diagramme illustre les variables Nb_P et Nb_C, allant de 0 à 10 (axe des abscisses) en pourcentage de SAU (axe des ordonnées). On observe que 29.8% de la SAU est couverte par des prairies de 9 ou 10 ans et 33.3% par des cultures de 9 ou 10 ans. Cela représente 63.1% de parcelles

de SAU ayant une dynamique d'utilisation du sol considérée comme stable tout au long de la période considérée.

Le deuxième diagramme illustre les variables Max_P et Max_C, allant de 0 à 10 (axe des abscisses) en pourcentage de SAU (axe des ordonnées). En dehors des valeurs des extrémités commentées précédemment, on observe que pour la variable Max_C, les occurrences 2 et 4 sont les plus représentées (respectivement 10.1% et 9.2% de la SAU), tandis que pour la variable Max_P, c'est l'occurrence 4 (7.3% de la SAU). Cela signifie que, en dehors des parcelles stables, les temps de stabilité, que ce soit pour les prairies ou les cultures, à l'intérieur des successions, sont très courts (2 et 4 ans).

Le troisième diagramme illustre la variable Chgmt, allant de 0 à 7 (axe des abscisses) en pourcentage de SAU (axe des ordonnées). On observe que 50% de la SAU ne connait aucun changement d'utilisation du sol entre 2000 et 2009. Pour 15%, 21%, 8% et 5% de la SAU, il y a respectivement un, deux, trois ou quatre changements. Les successions culturales comportant plus de quatre changements sont peu nombreuses et ne représentent que 1.5% de la SAU. Il n'existe pas de succession comportant plus de sept changements durant la période 2000-2009.

7.1.3.2. Classification des successions culturales

L'analyse de la répartition statistique des variables descriptives montre le poids important de deux types de successions : les successions de neuf et dix ans de prairies et les successions de neuf et dix ans de cultures qui représentent à la fois un grand nombre de parcelles et une partie importante de la SAU. Avec les trois autres catégories définies à partir de la méthode K-means (Tableau 7.3), la typologie finale de la classification des successions culturales est la suivante :

- Type 1 : parcelles toujours en prairie (neuf ou dix ans) ;
- Type 2 : parcelles à dominante prairiale (la tendance est de sept ans de prairies dont 6 consécutives, trois ans de cultures consécutives et peu de changement) ;
- Type 3 : parcelles mixtes (la tendance est de quatre ans de prairies dont trois consécutives, six ans de culture dont quatre consécutives et trois changements) ;
- Type 4 : parcelles à dominante culturale (la tendance est de sept ans de cultures dont six consécutives, trois ans de prairies consécutives et deux changements) ;
- Type 5 : parcelles toujours en culture (neuf ou dix ans).

Tableau 7.3 - Valeur médiane des variables descriptives pour les types 2, 3 et 4 de successions dérivées de la classification K-means.

Type	Nombre d'années en prairies (Nb_P)	Nombre d'années en cultures (Nb_C)	Maximum de prairies (Max_P)	Maximum de cultures (Max_C)	Nombre de changements (Chgmt)
2	7	3	6	3	2
3	4	6	3	4	3
4	3	7	3	6	2

La typologie produite traduit une diversité des pratiques de successions allant des prairies « permanentes » (type 1) aux cultures « permanentes » (type 5) en passant par des pratiques intermédiaires caractérisées par une diminution du nombre de prairies dans les successions (type 2, 3) et une augmentation du nombre de cultures (type 3, 4). On observe une graduation des pratiques allant des parcelles toujours en prairie vers les parcelles toujours en cultures, en passant par des successions à dominantes prairiales, des successions mixtes comportant plus de changements et des successions à dominante culturales. Les types 1 et 5 traduisent une stabilité des successions culturales. Cependant, il s'agit de deux dynamiques traduisant des pratiques agricoles opposées sur le plan agronomique.

La représentation statistique des types de succession est présentée dans le tableau 7.4. Le type 1 est très fortement représenté en nombre de parcelles (43.3%), mais cela ne représente que 29.8% de la SAU du site d'étude. En effet, les parcelles de type 1 (toujours en prairies) ont une superficie moyenne inférieure à un hectare. Les parcelles de type 2, 3 et 4 représentent respectivement 20.1%, 10.5%, 7.6% du nombre de parcelles de SAU et 17.3%, 10.8%, 8.8% de la superficie de la SAU. La taille moyenne des parcelles varie entre 1.1 et 1.3 hectare. Les parcelles de type 5 (toujours en culture) représentent 19.5% du nombre de parcelles de SAU et 33.3% de la superficie de la SAU. La taille moyenne des parcelles de type 5 est de 1.8 hectare.

Tableau 7.4 - Répartition statistique des types de successions culturales.

Type	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
% Nb de parcelles	43.3	20.1	10.5	7.6	19.5
% SAU (ha)	29.8	17.3	10.8	8.8	33.3
superficie moyenne (ha)	0.9	1.1	1.2	1.3	1.8

La figure 7.8 représente la cartographie des cinq types de successions culturales. On observe une prédominance des parcelles couvertes en majorité par des prairies (type 1-2) au sud et à l'est du site d'étude, les parcelles sont petites et leur répartition produit un effet de fragmentation du paysage ; les types 3 et 4 ne semblent pas répondre à une logique spatiale particulière, ces parcelles sont réparties de façon homogène sur le territoire ; le type 5 domine au nord du site d'étude, les parcelles sont grandes et produisent un effet d'agglomération.

La répartition des types de parcelles par sous site (Figure 7.8) indique qu'au sud (site A) la proportion des parcelles toujours en prairies ou à dominante prairiale (respectivement 45.3% et 17.5%) est plus représenté que pour l'ensemble du site de Pleine-Fougères ; au nord (site C) la tendance est inversée, les parcelles toujours en cultures représentent 53.2%.

La cartographie des successions culturales (Figure 7.8) permet d'illustrer le gradient paysager au niveau des types de successions culturales sur les parcelles de SAU du site d'étude. Au sud, les parcelles sont petites (inférieures à 1ha) et essentiellement prairiales. Au nord, les parcelles sont grandes (supérieures à 1ha) et le paysage est essentiellement céréalier. Au centre, on observe une transition entre ces deux systèmes paysagers.

Cette organisation spatiale des types de parcelles peut être mise en lien avec la répartition spatiale des exploitations agricoles sur le site d'étude. Les exploitations agricoles à dominante

culturales sont plus représentées dans la partie nord du site et les exploitations agricoles à dominante prairiales sont plus représentées dans la partie sud.

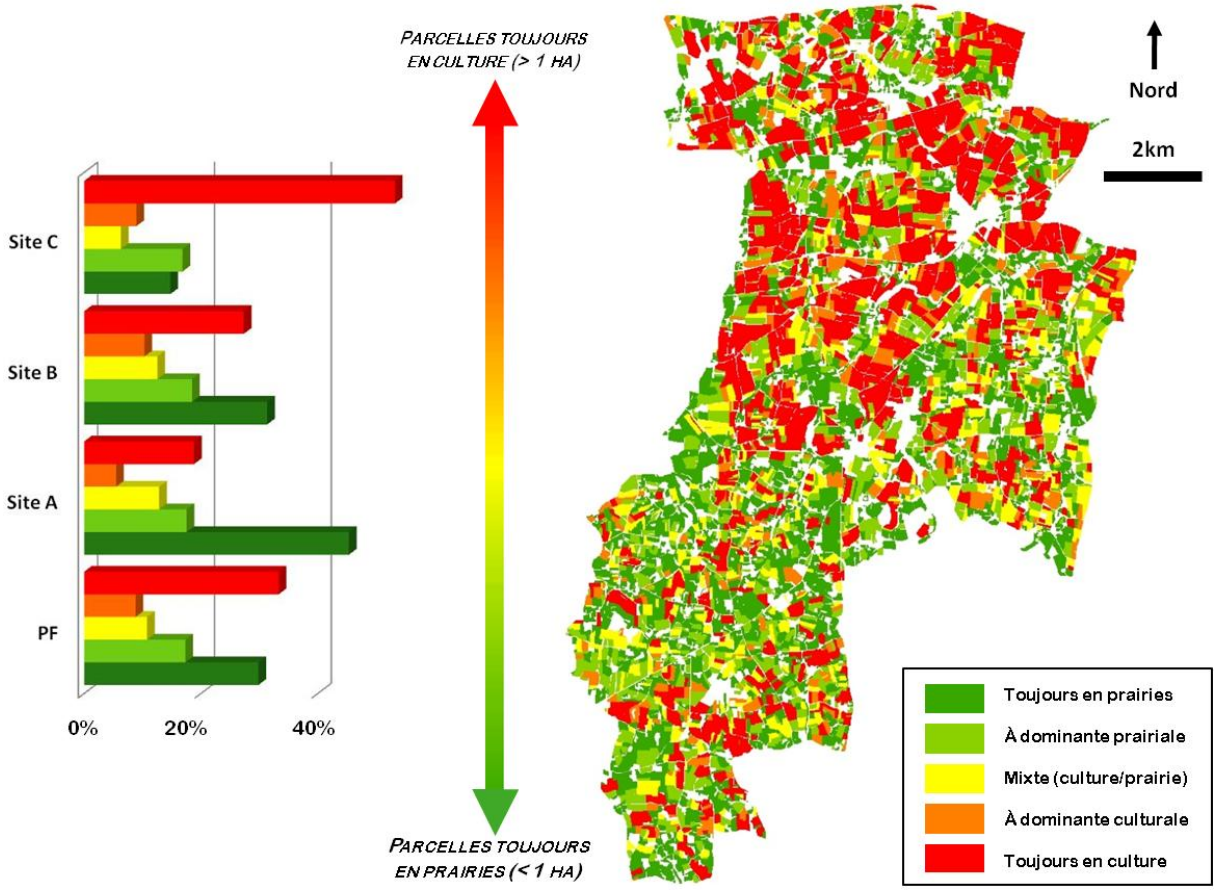


Figure 7.8 - Pourcentages des types de successions culturales pour l'ensemble du site d'étude et les sites A, B et C, à gauche. Cartographie des types de successions culturales (prairie/culture) à Pleine-Fougères, à droite.

7.1.3.3. Analyse de voisinage de la répartition spatiale des successions culturales

7.1.3.3.1. Au niveau parcellaire

Les résultats de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire sont présentés dans le tableau 7.5 et la figure 7.9. Le tableau 7.5 présente pour chaque type de parcelle analysé, le pourcentage des cinq types de parcelles de son voisinage. Par exemple, le voisinage des parcelles du type 1 se compose de 47.5% de parcelles du type 1, 21.8% du type 2, 11.2% du type 3, 7.2% du type 4 et 12.4% du type 5. La figure 7.9 présente les résultats de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire. Les diagrammes représentent la relation de voisinage entre un type de succession cultural et l'ensemble des cinq types. L'axe des ordonnées représente le pourcentage de présence dans le voisinage (pourcentage du nombre de parcelles). Le seuil de 20% est le pourcentage théorique pour un espace

totalement homogène. Les valeurs inférieures (*supérieures*) à 20% indiquent qu'un type est moins (*plus*) présent dans le voisinage que pour une répartition homogène.

Tableau 7.5 - Résultats de l'analyse du voisinage au niveau parcellaire. Pourcentage de chaque type de succession dans le voisinage du type analysé.

		Types de parcelles analysées				
		1	**2**	**3**	**4**	**5**
Type de voisinage (en %)	**1**	47.5	28	22.2	20.6	18
	2	21.8	33.7	21.2	17.5	15.9
	3	11.2	14.4	26.8	13.8	13.4
	4	7.2	9	11	26	14
	5	12.4	14.9	18.7	22.1	38.7

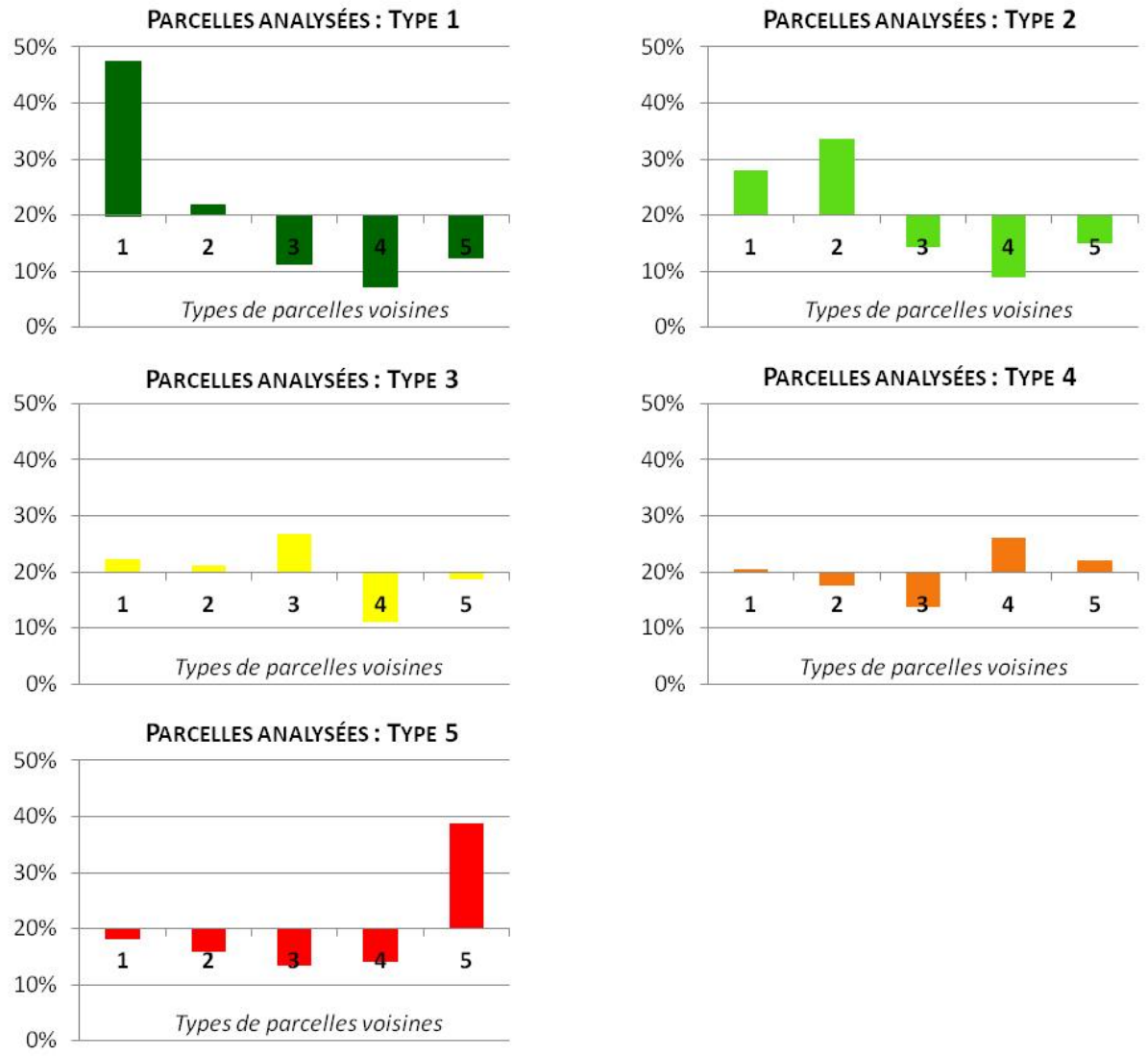


Figure 7.9 - Résultats de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire. Chaque diagramme représente, pour un type de succession considéré, le pourcentage des cinq types de successions présentes dans son voisinage.

L'analyse du voisinage des parcelles par type nous permet de mettre en avant la surreprésentation plus ou moins importante des parcelles de même type dans un voisinage proche. En effet, dans le voisinage des parcelles de type 1 et 2, ce sont ces mêmes types qui sont surreprésentés (Tableau 7.5). Au contraire, les parcelles de type 3, 4 et 5 sont sous-représentées par rapport à une distribution homogène. Cela signifie que les parcelles toujours en prairie, ou à dominante prairiale ont tendance à avoir dans leur voisinage des parcelles aux dynamiques de successions culturales semblables. Au contraire, les parcelles mixtes, à dominante culturale ou toujours en culture sont sous représentées dans le voisinage des parcelles toujours en prairies ou à dominante prairiale. La répartition du voisinage des parcelles de type 3 et 4 sont assez proche d'une répartition théorique d'homogénéité. Seules les parcelles du type 3 (*type 4*), mixtes (*dominante culturale*), sont légèrement surreprésentées dans leur propre voisinage ce qui montre un léger effet d'agglomération. Enfin, l'analyse de la répartition du voisinage des parcelles de type 5 montre un fort effet d'agglomération des parcelles toujours en culture entre elles. Les autres types sont toujours sous-représentés dans le voisinage de ces parcelles.

7.1.3.3.2. Au niveau îlot

Les résultats de l'analyse de voisinage au niveau des îlots parcellaires sont présentés dans le tableau 7.6, qui présente pour chaque type d'îlot analysé, le pourcentage des cinq types d'îlots de son voisinage ; les diagrammes de la figure 7.10 représentent la relation de voisinage entre un type de succession culturale et l'ensemble des cinq types (cf. § 7.1.3.3.1.).

Dans le voisinage des îlots de type 1, les types 1 et 2 sont légèrement surreprésentés, alors que les types 3, 4 et 5 y sont sous-représentés. Cela signifie que spatialement les îlots toujours en prairie ont tendance à être entourés d'îlots du même type ou d'îlots à dominante prairiale. Pour les îlots de type 2, seuls les îlots du type 1 sont surreprésentés dans le voisinage, ce qui signifie que spatialement les îlots à dominante prairiale ont tendance à être entourés d'îlots toujours en prairie. Pour les îlots de type 3, les types 1, 2 et 5 sont légèrement surreprésentés dans le voisinage alors que les types 3 et 4 y sont sous-représentés. Pour les îlots de type 4, les types 1, 2 et 3 sont représentés de façon quasiment homogène dans le voisinage, alors que les îlots du type 4 sont fortement sous-représentés, à l'inverse des îlots du type 5. Cela signifie spatialement que les îlots à dominante culturale sont préférentiellement entourés d'îlots toujours en culture. Enfin, la répartition spatiale du voisinage des îlots du type 5 est très proche de la répartition théorique d'homogénéité.

Tableau 7.6 - Résultats de l'analyse du voisinage au niveau îlot parcellaire. Pourcentage de chaque type de succession dans le voisinage du type analysé.

		Types d'îlots analysés				
		1	**2**	**3**	**4**	**5**
Type de voisinage (en %)	**1**	27.1	32.3	27.1	23.7	23.3
	2	25.4	16.4	24.8	21.3	20.4
	3	16.5	18.9	11.7	18.4	17.8
	4	12	11.9	13.5	9.2	17.3
	5	19	20.5	22.9	27.4	21.1

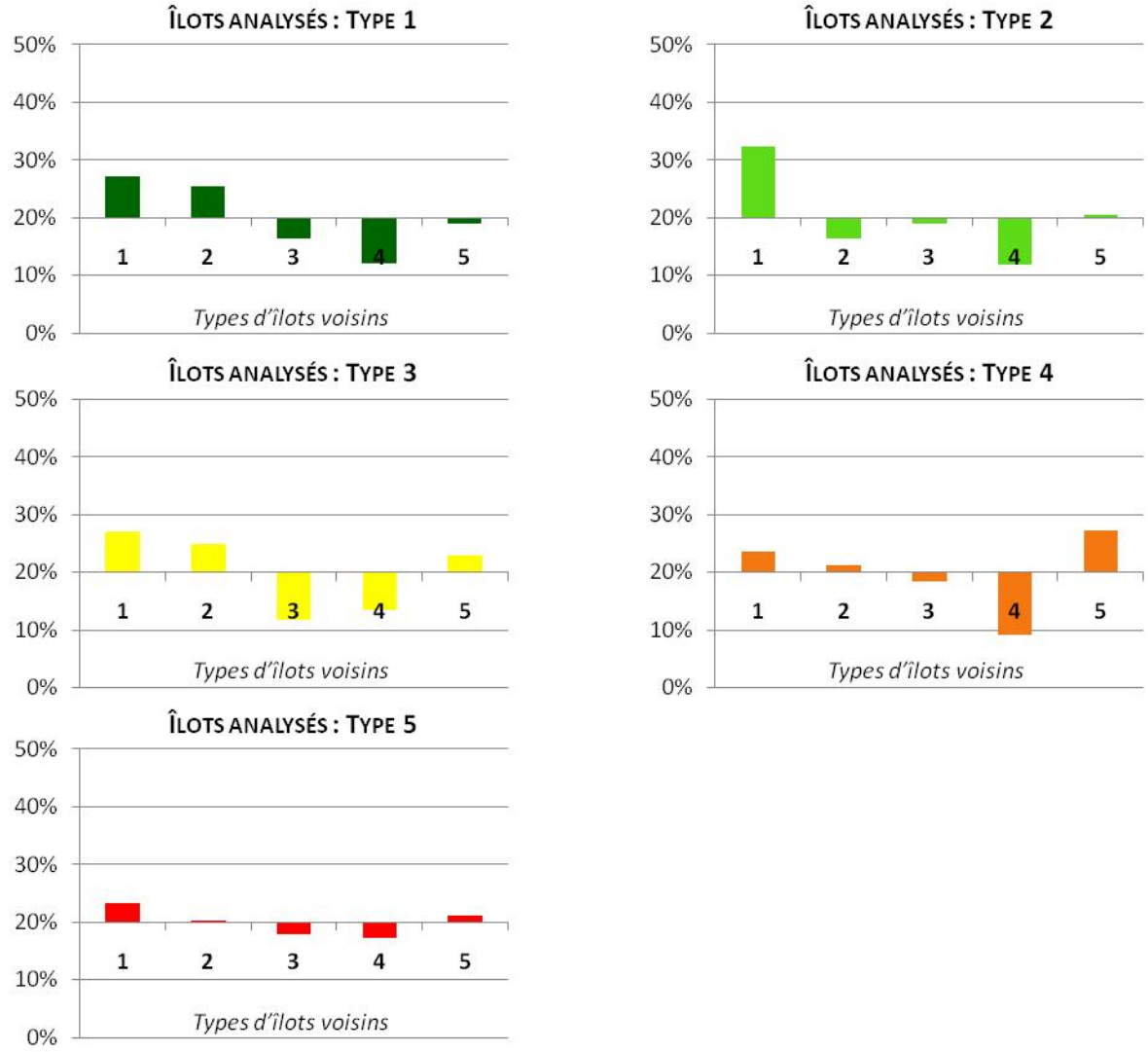


Figure 7.10 - Résultats de l'analyse de voisinage au niveau îlot. Chaque diagramme représente, pour un type de succession considéré, le pourcentage des cinq types de successions présentes dans son voisinage.

L'analyse de voisinage effectuée aux échelles de la parcelle et de l'îlot permet de montrer deux organisations spatiales différentes. Au niveau parcellaire, on remarque que les parcelles ayant un type de succession culturale semblable ont tendance à être agglomérées entre elles. Ainsi, les parcelles toujours en prairie ont un voisinage dominant de parcelles aux pratiques identiques ou de parcelles à dominante prairiale. De même, les parcelles toujours en culture sont agglomérées. Cela s'explique par les contraintes techniques d'allocation spatiale et temporelle que doivent prendre en compte les agriculteurs dans leurs systèmes de rotations culturales (Joannon *et al.,* 2008). Il ressort de cette analyse une logique spatiale d'agglomération des parcelles semblables entre elles, formant des patches dans le paysage. En effet, l'organisation spatiale d'une exploitation agricole s'effectue à différents niveaux. Les pratiques sont mises en place par les agriculteurs sur les parcelles selon une organisation intégrée dans une logique de production. Cela amène à ne plus penser la parcelle comme une unité individuelle mais à l'intégrer au sein d'un groupe de parcelles spatialement proches, un îlot. Ainsi, les patches de parcelles identiques ayant une bordure commune sont

regroupés en îlots. L'analyse de voisinage à ce niveau montre une répartition beaucoup plus homogène des îlots dans le paysage. Certaines tendances continuent d'exister à ce niveau d'organisation, les îlots toujours en prairie ou à dominante prairiale restent spatialement agglomérés. Les îlots de parcelles toujours en prairie sont cependant plus petits que les îlots de parcelles toujours en culture. On observe pour ces deux types une répartition spatiale différente, les îlots de parcelles toujours en prairie formant des agrégats plus fragmentés que les îlots de parcelles toujours en culture.

L'analyse de la distribution spatiale des types de successions culturales met en évidence une répartition spatiale hétérogène de ces types de successions dans le paysage, notamment pour les parcelles toujours en prairies (*en culture*) plutôt localisées au sud (*au nord*) du site d'étude. Il existe une hétérogénéité spatiale entre ces deux types de dynamiques d'utilisation du sol à l'échelle du site d'étude due aux différents niveaux d'organisation des exploitations agricoles (Thenail, 2002). Toutefois, la méthodologie d'analyse de voisinage développée ici ne permet pas de quantifier cette hétérogénéité présente à une échelle supérieure, celle de l'ensemble du site. Cela constitue une limite dans ces analyses. Le découpage du site d'étude et l'analyse de voisinage de ces sous-sites permettraient une première évaluation et la prise en compte du gradient paysager analysé dans les travaux de Baudry *et al.* (2000b).

CONCLUSION

L'analyse de l'occupation du sol effectuée pour cette étude prend en compte explicitement la dynamique des couverts végétaux des parcelles agricoles. Elle a permis de déterminer les grands types de successions implantées sur le site d'étude et d'évaluer leur importance respective, en mettant en évidence la place importante occupée par les parcelles dont l'affectation ne varie pas (environ 63% des surfaces toujours en prairie/culture) marquant ainsi le partitionnement du territoire en zones d'usage spécialisées dans les prairies ou dans les cultures.

Les successions culturales ont été analysées à l'échelle de la parcelle et de l'îlot. L'approche méthodologique mise en œuvre a permis d'appréhender la répartition spatiale de ces unités élémentaires du paysage agricole en tant qu'objet géographique en mettant en évidence des organisations spatiales différentes selon le niveau d'organisation considéré. A l'échelle la plus fine, les parcelles ayant des pratiques de successions culturales semblables ont tendance à être agglomérées entre elles. A l'échelle des îlots, la répartition spatiale des objets selon le type de successions est beaucoup plus homogène. Ces résultats montrent ainsi l'intérêt d'effectuer des analyses multiscalaires du paysage agricole dans le cadre d'études environnementales, en intégrant les objets tels que les parcelles ou les îlots parcellaires en tant que tels dans les modèles environnementaux, afin de prendre en compte l'hétérogénéité des dynamiques du paysage agricole car les modèles actuels ne prennent généralement en compte ces dynamiques qu'à une seule échelle et les simplifient en structurant le paysage en mailles plus ou moins grossières.

Enfin, seules les parcelles agricoles ont été prises en compte dans l'analyse des dynamiques de l'usage des sols dans le cadre de cette étude. Il est envisageable avec cette méthode d'intégrer d'autres objets constitutifs de la mosaïque paysagère telles que les haies afin d'améliorer les analyses multiscalaires des dynamiques du paysage agricole visant à évaluer leurs impacts sur l'environnement.

7.2. Analyse spatiale d'éléments de structures paysagères au sein de la dynamique de l'occupation du sol

Dans la première partie de ce chapitre, nous avons présenté une méthode d'analyse de la dynamique d'occupation du sol par la classification des successions culturales à l'échelle parcellaire sur dix années consécutives (2000-2009). Cette méthode a permis d'appréhender les couverts végétaux (prairies et cultures) des parcelles agricoles non plus à un moment donné mais selon leur dynamique temporelle. Dans le chapitre 5 (§ 5.1.) nous avons effectué une évaluation de données de télédétection à différentes résolutions pour la cartographie des haies. Nous avons pu montrer le potentiel des données de télédétection à représenter le réseau de haies et à retranscrire différents types de continuités paysagères selon le type de données utilisées.

Afin de mettre en relation la dynamique de pratiques d'acteurs et leur traduction paysagère pour la détermination des patrons d'organisation spatiale qui structurent le paysage agricole, nous proposons de lier le travail effectué sur la détection du réseau de haies à partir de données de télédétection et l'analyse des successions culturales effectuée au niveau parcellaire. Pour cela, nous proposons une méthode d'analyse spatiale prenant en compte la physionomie des haies et la dynamique des successions culturales aux abords de ces haies. Cette méthode a l'avantage de se baser sur des données classiques (cartographie d'occupation du sol, cartographie du réseau de haies). L'analyse est effectuée à l'aide de requêtes spatiales sur un Système d'Information Géographique (SIG) et présente l'intérêt d'être générique.

7.2.1. Les données

Les données utilisées sont de quatre types : 1- une carte de référence du réseau de haies, 2- les cartes du réseau de haies issues du traitement des images de télédétection, 3- une carte de la pratique de l'émondage sur le réseau de haies, 4- la carte des successions culturales. Les caractéristiques de ces données sont exposées dans le tableau 7.7.

Tableau 7.7 - Caractéristique des données utilisées.

	Carte de référence	**Cartes du réseau bocager**	**Carte de l'émondage**	**Carte des successions culturales**
Date	2008	2002-2005-2008	1996 à 2006	2000 à 2009
Format	Vecteur : polyligne	Vecteur : polygone	Vecteur : polyligne	Vecteur : polygone
Type d'éléments	Haies	Eléments de haies Haies Groupes de haies	Haies	Parcelles
Typologie	Ø	- Canopée < à 10 m - Canopée 10 à 25 m - Canopée > à 25 m	Ø	- toujours en prairies - à dominante prairiale - mixtes - à dominante culturale - toujours en cultures

7.2.1.1. La carte de référence

La carte de référence représente l'ensemble du réseau de haies présent en 2008 (Figure 7.11). Il s'agit d'une donnée vectorielle réalisée sous la forme de polylignes où chaque polyligne représente une haie. Rappelons que du point de vue cartographique, nous définissons une haie comme une bordure de champ arborée ou arbustive comportant au minimum trois arbres alignés et séparés au maximum de 10 mètres les uns des autres. Cette carte a été produite à partir de la numérisation manuelle des haies de photographies aériennes acquises par vol ULM en 2008.

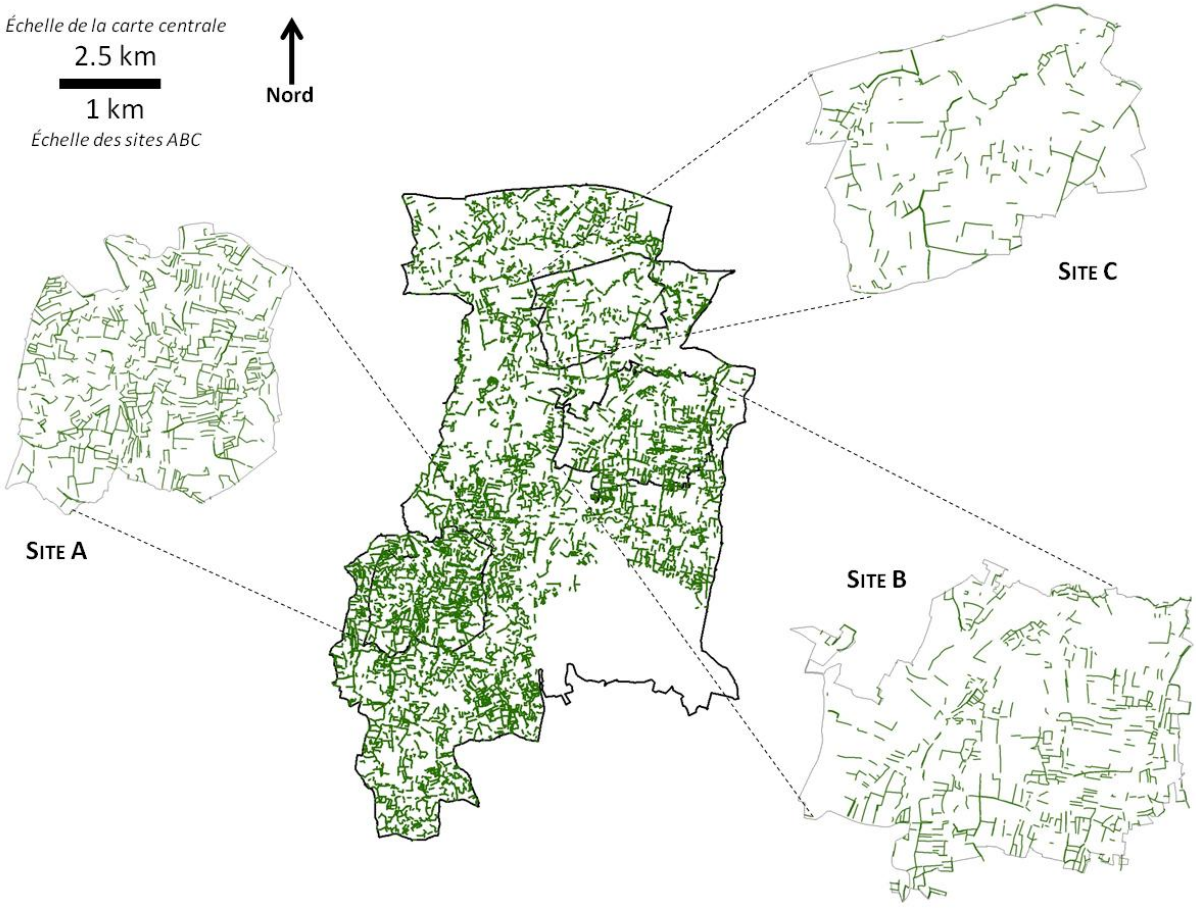


Figure 7.11 – Carte du réseau de haies issue de la numérisation manuelle de photographies aériennes (vols ULM) en 2008.

7.2.1.2. Les cartes du réseau bocager issues des données de télédétection

Les cartes du réseau bocager issues des données de télédétection proviennent du traitement de l'image KOMPSAT II à une résolution spatiale de 1 mètre, de l'image SPOT 5 à une résolution spatiale de 10 mètres et de l'image IRS P6 LISS III à une résolution spatiale de 23 mètres. Le tableau 7.8 rappelle les caractéristiques des données de télédétection. Les cartes utilisées sont au format vectoriel, les éléments étant produits sous la forme de polygones et représentant les éléments de haies, haies et groupes de haies (Figure 7.12).

Tableau 7.8 – Rappel des caractéristiques des données de télédétection utilisées pour réaliser les cartographies du réseau bocager.

	KOMPSAT II		SPOT 5	IRS P6 LISS III
Date	28/09/2008		24/09/2002	27/05/2005
Résolution spatiale (m)	1	4	10	23
Résolution spectrale (µm)	0.5 – 0.9	0.45 – 0.52	0.51 – 0.73	0.52 – 0.59
		0.52 – 0.60	0.61 – 0.68	0.62 – 0.68
		0.63 – 0.69	0.78 – 0.89	0.77 – 0.86
		0.76 – 0.90	1.58 – 1.75	1.55 – 1.70

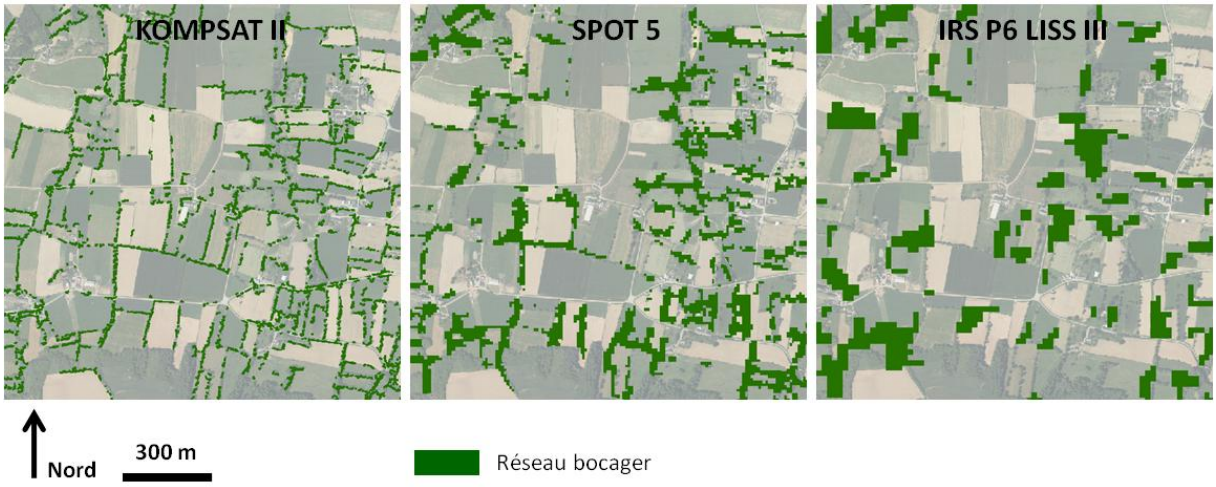


Figure 7.12 - Cartes des haies issues du traitement des données de télédétection (extrait du site B).

7.2.1.3. La carte de la pratique de l'émondage

La base de données « émondage » a été produite par Ali Lotfi dans le cadre de ses travaux de thèse (Lotfi, 2008). Cette base de données a été effectuée à partir de la numérisation manuelle des haies de 1996 (Zone Atelier Armorique) sur le site de Pleine-Fougères. Il s'agit d'une donnée vectorielle produite sous la forme de polylignes où chaque polyligne représente une haie (Figure 7.13). La base de données a été constituée à partir de la photo-interprétation des photographies aériennes de vols ULM et d'orthophotoplans pour l'ensemble des années de 1996 à 2006 afin d'une part de mettre à jour le réseau de haies lorsque cela était nécessaire (suppression ou plantation de haies) et d'autre part de renseigner la présence de la pratique de l'émondage sur les haies. Pour cela, Lotfi (2008) a considéré que d'une année sur l'autre la physionomie d'une haie reste sensiblement la même. Si une haie est émondée, la totalité de ses branches sont coupées et seul le tronc de l'arbre reste en place. Par photo-interprétation, le changement se traduit par une largeur de haie passant de 5 à 8 m (en moyenne) à 0 m, seul le tronc peut rester visible grâce à son ombre portée selon l'heure de prise de vue de la photographie aérienne. La repousse des branches se fait progressivement d'années en années ce qui permet de vérifier que la haie est bien restée en place et n'a pas été arasée ; inversement si la haie a été arasée, il n'y aura aucune repousse à observer les années suivantes. Plusieurs campagnes de terrain ont permis de valider la photo-interprétation.

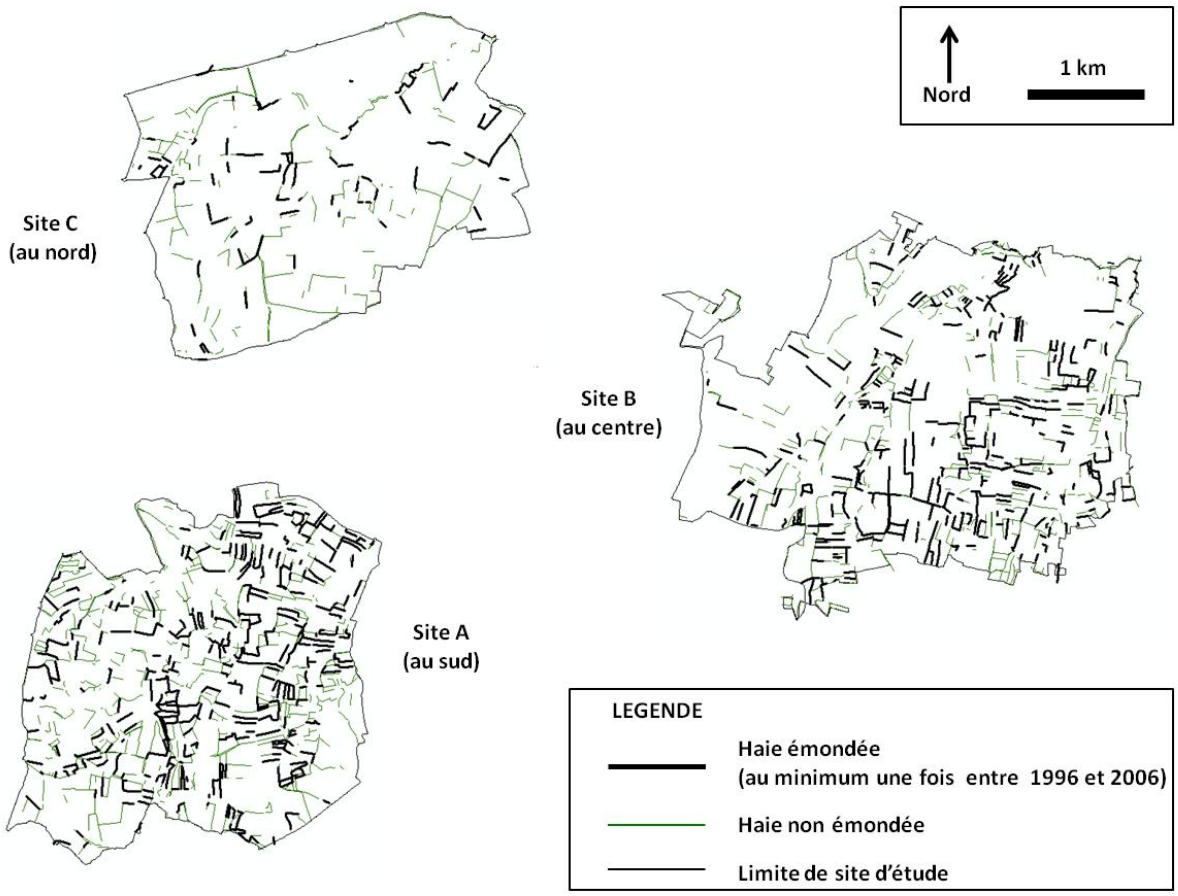


Figure 7.13 – Carte de la base de données « émondage » sur une période de 10 ans (1996 - 2006) (Source : Lotfi, 2008).

7.2.1.4. La carte des successions culturales

La carte des successions culturales résulte du traitement de la base de données de l'occupation du sol entre 2000 et 2009 du site de Pleine-Fougères (cf. Chapitre 7, § 7.1.). Il s'agit d'une carte au format vectoriel où les éléments sont représentés sous la forme de polygones. Cette carte représente les successions culturales des parcelles selon la typologie suivante : parcelle toujours en prairies, parcelle à dominante prairiale, parcelle mixte, parcelle à dominante culturale, parcelle toujours en cultures.

7.2.2. Méthodologie

7.2.2.1. Caractérisation des types de haies

La caractérisation du réseau bocager a consisté à photo-interpréter les types d'éléments représentés et non représentés par les classifications. En effet, les données de télédétection possédant différentes résolutions spatiales, les classifications obtenues rendent compte de ces différences et permettent de caractériser les types d'éléments en termes de continuités de structures. La photo-interprétation a été effectuée à partir des cartes du réseau bocager vectorisées où les objets sont représentés par des polygones. Ces objets ont été superposés aux photographies aériennes de l'année correspondant à la date de prise de vue de l'image. Ainsi les erreurs dues aux

changements d'occupation du sol ou la modification de structures (comme l'arasement ou l'émondage d'une haie par exemple) ont été évitées. Les polygones ont été caractérisés selon leur taille (emprise spatiale des polygones), leur type (haie arborée, fine, isolées, canopées continues, arbres épars) et leur environnement proche (cultures, prairies, surfaces arborées, zones humides, etc.). Cette étape de photo-interprétation a permis de définir une typologie des éléments constituant le réseau de haies en termes de continuités. Une fois caractérisés, les éléments du réseau bocager ont été regroupés sur une seule carte.

7.2.2.2. Détermination de la répartition spatiale des haies selon les successions culturales voisines

Cette étape de la méthode a consisté à mettre en lien les différentes cartes des haies avec la carte des successions culturales afin de déterminer et d'analyser les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère agricole (Figure 7.14). Pour cela, la carte des types de successions culturales, la carte de référence, la carte des types de haies et la carte des haies émondées ont été intégrées dans une base de données SIG.

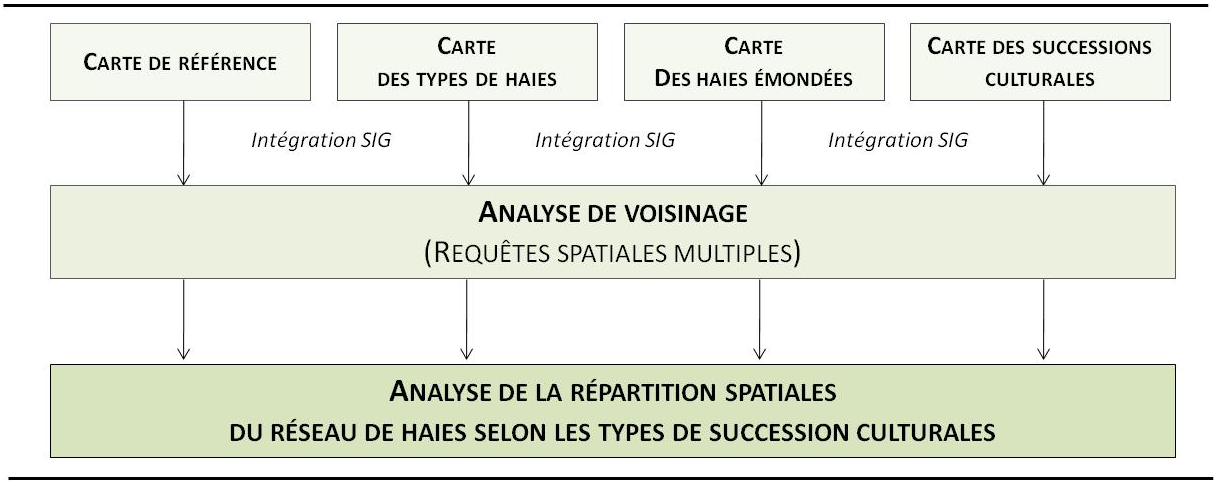


Figure 7.14 – Organigramme de traitement de l'analyse de la répartition spatiale des haies selon les types de successions culturales présentes dans le voisinage des haies.

Dans un premier temps, la carte de référence des haies de 2008 a été couplée avec la carte des types de successions culturales. Ces données ont fait l'objet d'une analyse de voisinage au moyen de requêtes spatiales sur l'ensemble du site d'étude puis sur les sites A, B et C. Ces premières analyses ont pour objectifs : 1- de déterminer la répartition spatiale générale des éléments de structure paysagère ; 2- de tester l'influence de différents types de paysages (sites A, B, C) sur les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère.

Dans un deuxième temps, la carte des types de haies a été couplée avec la cartographie des types de successions culturales.

Dans un troisième temps, la carte des haies émondées a été couplée avec la carte des types de successions culturales.

Ces deux types de données ont fait l'objet d'une analyse de voisinage au moyen de requêtes spatiales, en prenant en compte l'ensemble des types de haies et parcelles sur l'ensemble du site d'étude, puis sur les sites A, B et C. Ces analyses ont pour objectifs : 1- de déterminer l'importance de l'apport d'informations sur la structure des haies (densité des canopées, continuités) dans l'analyse des patrons d'organisation de la mosaïque paysagère ; 2- de tester l'influence de différents types de paysages (sites A, B, C) sur les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère ; 3- de déterminer les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère dans le cas particulier de l'émondage de haies.

7.2.3. Résultats

Les résultats sont présentés en deux points successifs, nous présentons tout d'abord une analyse de la répartition spatiale du réseau de haies sur le site de Pleine-Fougères ainsi que sur les sous-sites A, B et C pour l'ensemble du réseau de haies, par type de haies et pour les haies émondées ; nous présentons ensuite les résultats de l'analyse de la répartition spatiale des haies selon la dynamique des successions culturales des parcelles voisines, pour l'ensemble du réseau de haies, par type de haies et pour les haies émondées.

7.2.3.1. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies :

7.2.3.1.1. de l'ensemble du réseau de haies

La carte de référence représente l'ensemble du réseau de haies en 2008, où chaque haie est figurée par une polyligne comportant un attribut de longueur. Le tableau 7.9 présente les résultats statistiques de la numérisation manuelle du réseau de haies. Sur l'ensemble du site de Pleine-Fougères, nous avons dénombré 7374 haies, ce qui représente une longueur totale de 575.184 km pour une superficie de 9393 ha. La densité moyenne du bocage est de 61.2 m/ha sur l'ensemble du site. Sur le site A nous avons dénombré 1048 haies, soit une longueur totale de 75.945 km sur une superficie de 658 ha, ce qui représente une densité de 115.4 m/ha. Sur le site B nous avons dénombré 854 haies, soit une longueur totale de 62.568 km sur une superficie de 812.5 ha, ce qui représente une densité de 77 m/ha. Enfin, sur le site C nous avons dénombré 301 haies, soit une longueur totale de 25.532 km sur une superficie de 580 ha, ce qui représente une densité de 44 m/ha.

Tableau 7.9 – Résultats statistiques de la numérisation manuelle de l'ensemble du réseau de haies, pour l'année 2008.

	Pleine-Fougères	**Site A**	**Site B**	**Site C**
Nb haies	7374	1048	854	301
Longueur totale haies (km)	575.184	75.945	62.568	25.532
Superficie site (ha)	9393	658	812.5	580
Densité haies (m/ha)	**61.2**	**115.4**	**77**	**44**

7.2.3.1.2. par type de haies

Les cartes issues du traitement des données de télédétection ne reproduisent pas toutes l'ensemble du réseau de haies avec la même précision. Ces différences ont permis de caractériser le réseau de haies selon différents types de continuités. L'encadré 7.1 rappelle les caractéristiques des cartes du réseau bocager produites (cf. Chapitre 5, § 5.1). L'étape de photo-interprétation nous a permis de caractériser les éléments de haies en trois types : les haies groupées à l'intérieur de micro-paysages fermés dont la tache de canopée est supérieure à 25 mètres ; les haies boisées denses dont la tache de canopée est comprise entre 10 et 25 mètres ; les haies fines dont la tache de canopées est inférieure à 10 mètres.

La figure 7.15 illustre la proportion de chaque type de haies sur le site d'étude. Sur l'ensemble du site 55% des structures bocagères forment des continuités de canopées supérieures à 25 mètres, 35% forment des continuités de plus de 10 mètres, 10% sont fines et forment des continuités inférieures à 10 mètres. Les proportions des types de structures varient le long du gradient paysager du site d'étude (Sites A, B, C) : plus le paysage est ouvert, moins les structures fermées sont représentées et plus la proportion de haies fines augmente.

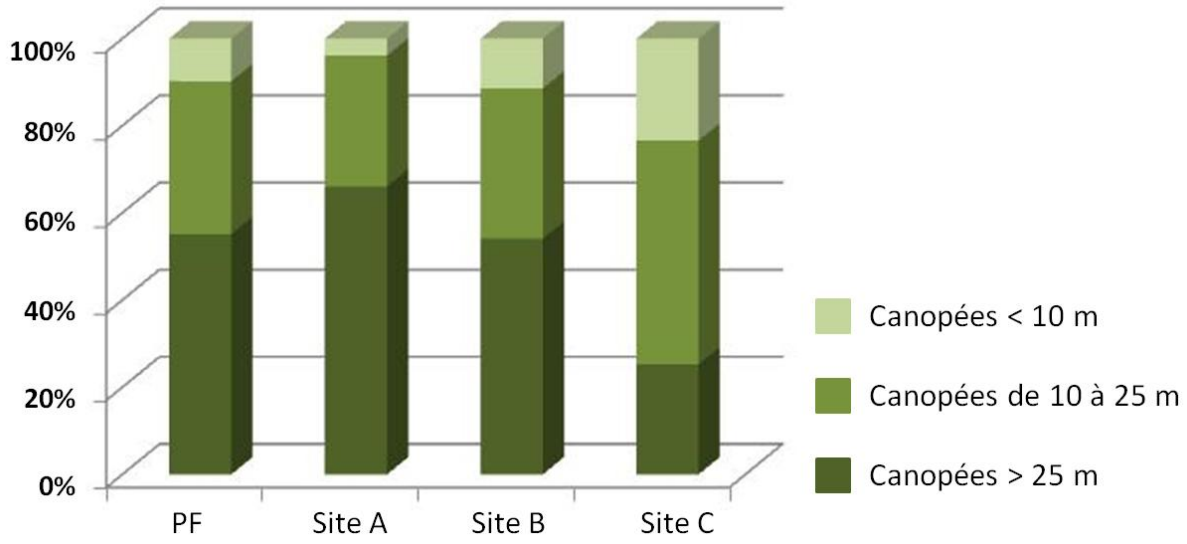


Figure 7.15 - Pourcentage de chaque type de haies sur l'ensemble du site d'étude (PF) et le long du gradient paysager où le site A représente un paysage fermé au bocage dense, le site C un paysage ouvert et site B un paysage intermédiaire.

Encadré 7.1 – Rappel des caractéristiques des cartographies du réseau bocager utilisées dans l'analyse spatiale des patrons d'organisation du paysage (ces cartographies sont issues du traitement de données de télédétection).

KOMPSAT II	SPOT 5	IRS P6 LISS III
La classification issue de l'image KOMPSAT II est la plus précise. Elle permet de reproduire 97% du réseau linéaire de haies. L'ensemble des canopées du réseau linéaire sont représentées par cette carte.	*La classification issue de l'image SPOT 5 à 10 mètres permet de reproduire 83% du réseau linéaire de haies. Cette carte est très précise, elle permet de représenter l'ensemble des haies boisées comportant des taches de canopées supérieures à 10 m. Les éléments non représentés par cette carte sont les haies fines, où les haies à arbres épars.*	*La classification issue de l'image IRS P6 LISS III permet de reproduire 28% du réseau linéaire de haies. Les éléments représentés sont les haies larges, haies groupées ou formant un micro-paysage fermé dont la tache de canopées est supérieure à 25 m. Les haies en dehors de micro-paysages fermés ne sont pas représentées par la carte issue de l'image IRS P6 LISS III.*
97% DE HAIES DETECTEES	**83% DE HAIES DETECTEES**	**28% DE HAIES DETECTEES**
ELEMENTS REPRESENTES :		
CANOPEES DES ARBRES	HAIES BOISEES TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 10 M (100M²)	GROUPE DE HAIES, MICRO-PAYSAGES FERMES TACHES DE CANOPEES SUPERIEURE A 25 M (625M²)
ELEMENTS NON REPRESENTES :		
ELEMENTS TRES FINS	*HAIES FINES* *HAIES A ARBRES EPARS*	*HAIES EN DEHORS DE MICRO-PAYSAGES FERMES*

7.2.3.1.3. des haies émondées

Cette carte représente les haies ayant été émondées au minimum une fois au cours de la période 1996-2006. Chaque haie concernée est représentée par une polyligne indiquant la longueur de celle-ci. Le tableau 7.10 présente les résultats statistiques de la numérisation manuelle de ces haies (Source : Lotfi, 2008).

- Sur l'ensemble des sites ABC, nous avons dénombré 995 haies émondées, pour un total de 2603 haies. Cette pratique concerne 38% du réseau bocager, soit une longueur de 74.782 km sur une superficie de 2050.5 ha. La densité moyenne du réseau de haies émondées est de 36.9 m/ha sur l'ensemble des sites ABC.
- Sur le site A, nous avons dénombré 457 haies émondées, pour un total de 1163 haies. Cette pratique concerne 39.3% des haies du site A, soit une longueur totale de 34.664 km sur une superficie de 658 ha, ce qui représente une densité de 52.7 m/ha de haies émondées.
- Sur le site B, nous avons dénombré 440 haies émondées, pour un total de 1110 haies (39.6%). Ces haies représentent une longueur de 32.534 km sur une superficie de 812.5 ha, soit une densité de 40 m/ha.
- Sur le site C, nous avons dénombré 98 haies émondées, pour un total de 330 haies (29.7%). Ces haies représentent une longueur de 7.583 km sur une superficie de 580 ha, soit une densité de 13 m/ha.

Tableau 7.10 – Résultats statistiques de la numérisation manuelle des haies émondées sur une période de 10 ans (1996-2006) (Source : Lotfi, 2008).

	Sites ABC	**Site A**	**Site B**	**Site C**
Nb total de haies	*7374*	*1048*	*854*	*301*
Nb de haies émondées	995	457	440	98
Longueur totale émondée (km)	74.782	34.664	32.534	7.583
Superficie site (ha)	2050.5	658	812.5	580
Densité haies émondées (m/ha)	**36.9**	**52.7**	**40**	**13**
% haies émondées	**38**	**39.3**	**39.6**	**29.7**

7.2.3.2. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies selon les successions culturales voisines :

7.2.3.2.1. de l'ensemble du réseau de haies

Nous avons analysé la répartition spatiale des types successions culturales autour de l'ensemble des haies définies par la carte de référence sur l'ensemble du site de Pleine-Fougères, puis sur les sous-sites A, B et C (Figure 7.16).

Les résultats montrent que sur l'ensemble du site d'étude, ce sont les parcelles toujours en prairies ou à dominante prairiale qui dominent autour des haies (respectivement 47.2% et 19.1%). Les parcelles toujours en cultures ou à dominante culturale bordant des haies ne représentent que 16.3% et 6.9% respectivement. La dominance des parcelles prairiales aux alentour des haies se

retrouve sur l'ensemble du site d'étude quel que soit le type de paysage (sous sites A, B et C). Même si l'effet du contexte paysager (plus ou moins prairial et bocager) influence les résultats d'analyse, la tendance reste la même : sur le site A, les parcelles toujours en prairies ou à dominante prairiales adjacentes aux haies représentent respectivement 54.7% et 17.8% ; sur le site B elles représentent respectivement 48.8% et 21% ; sur le site C elles représentent respectivement 31% et 25.6%.

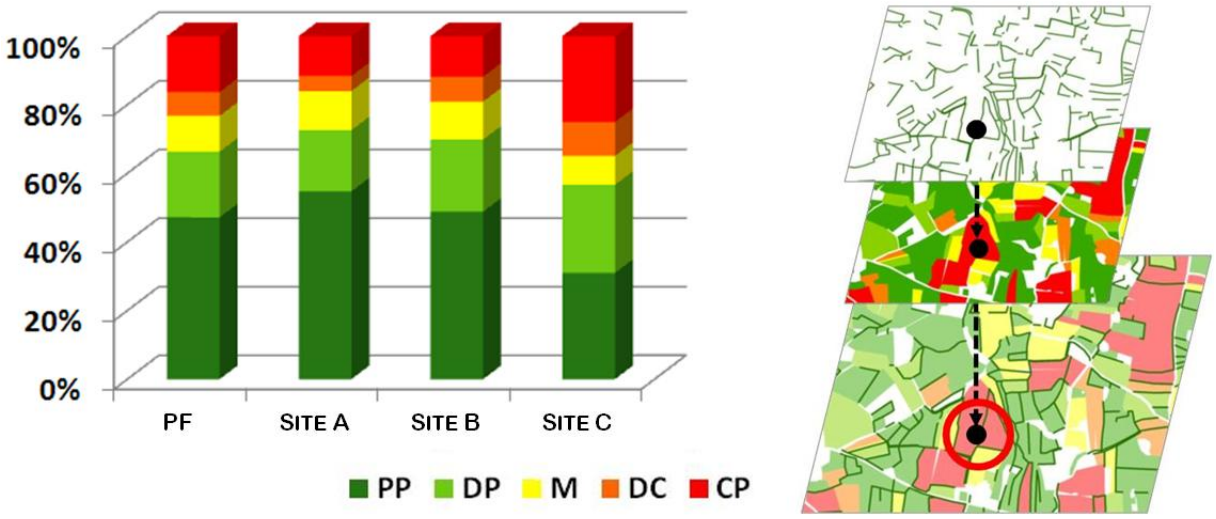


Figure 7.16 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies (définies par la carte de référence, 2008). A gauche : résultats statistiques des types de successions culturales adjacentes aux haies par site (PF : Pleine Fougères ; PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la carte de référence et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage.

7.2.3.2.2. par type de haies

Nous avons analysé la répartition spatiale des types successions culturales aux abords des haies pour chaque type déterminé (canopées > 25 m ; canopées de 10 à 25 m ; canopées < 10 m) (Figure 7.17).

Les résultats montrent que sur l'ensemble du site d'étude, quel que soit le type de haies considéré, ce sont les parcelles toujours en prairies ou à dominante prairiale qui sont majoritairement présentes dans leur voisinage. En effet, ces parcelles représentent 72.2%, 68.7% et 55.1% du voisinage des haies respectivement de plus de 25 mètres de canopées continues, entre 10 et 25 mètres et moins de 10 mètres. L'importance des parcelles prairiales autour des haies évolue avec le gradient paysager. Par exemple pour les haies denses de plus de 25 mètres de canopées continues, la proportion de parcelles prairiales adjacentes varie selon le site. Elle est de 74.4% sur le site A et 46.7% sur le site C.

Les répartitions des types de parcelles adjacentes aux haies des sites A et B sont assez similaires. Pour les haies les plus denses, la proportion des parcelles prairiales adjacentes est de

74.4% pour le site A et 74.1% pour le site B ; la proportion des parcelles culturales adjacentes (toujours en cultures ou à dominante culturale) est de 14.3% pour le site A et 16.9% pour le site B. Pour les haies de taille intermédiaire, la proportion de parcelles prairiales adjacentes est de 72.2% pour le site A et 71.9% pour le site B ; la proportion des parcelles culturales adjacentes est de 16.3% pour le site A et 17.1% pour le site B. Enfin, pour les haies les plus fines, la proportion des parcelles prairiales adjacentes est de 48.6% pour le site A et 53.9% pour le site B ; la proportion de parcelles culturales adjacentes est de 27.9% pour le site A et 35.8% pour le site B.

Les répartitions des types de parcelles adjacentes aux haies du site C ne suit pas la même organisation que pour les sites A et B. Les parcelles prairiales adjacentes aux haies sont moins représentées que précédemment. Pour les haies denses, la proportion de parcelles prairiales et de parcelles culturales adjacentes est équivalente, 46.7% et 46.8% respectivement. Pour les haies de taille intermédiaire, la proportion de parcelles prairiales adjacentes est de 53.5% ; pour les parcelles culturales adjacentes, la proportion est de 37.9%. Enfin, pour les haies les plus fines, la proportion de parcelles prairiales adjacentes est de 60%, tandis qu'elle est de 31% pour les parcelles culturales adjacentes.

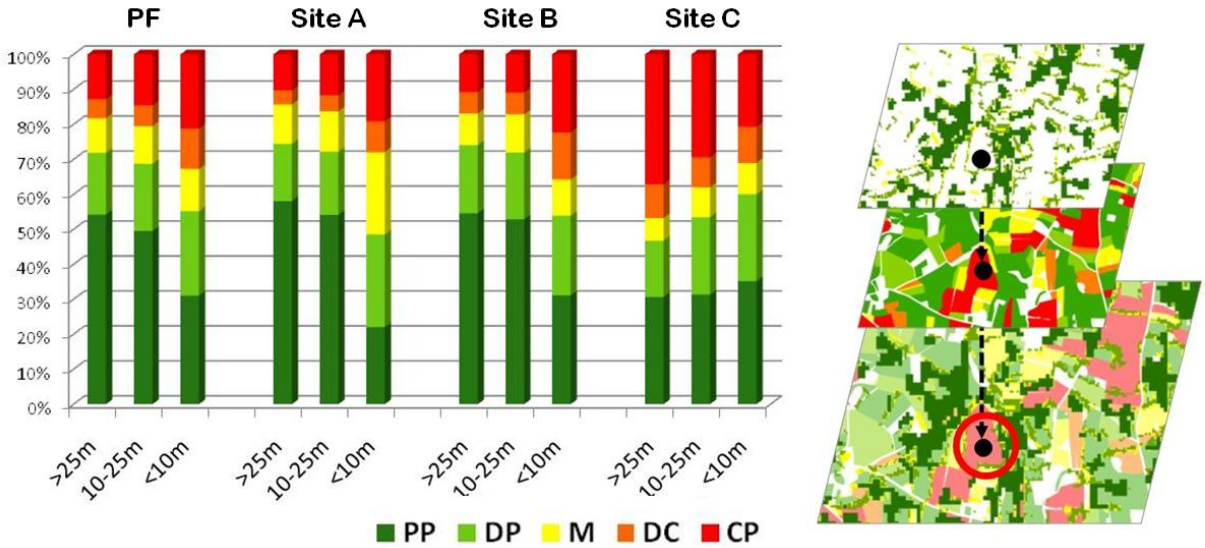


Figure 7.17 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies, selon le type. A gauche : pourcentage de types de successions culturales adjacentes aux haies selon leur type : continuités de canopées > à 25 m, entre 10 m et 25 m, ou < à 10 m. (PF : Pleine-Fougères ; PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la cartographie des types de haies et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage.

Les résultats montrent une organisation spatiale des types de haies en lien avec les types de parcelles de leur voisinage direct (Baudry, Jouin, 2003 ; Baudry *et al*., 2000a). En effet, on observe que plus une haie est dense, plus elle a tendance à être entourée de parcelles de prairies longue durées. La proportion de parcelles culturales entourant les haies augmente avec le changement de structure de la haie. Cependant, cette organisation spatiale ne se vérifie que partiellement sur le

site C. Cela s'explique par la faible densité des haies sur ce site (44 m/ha) et la très faible représentation des haies aux canopées les plus larges et les plus fines (respectivement 25.4% et 25.3%). En effet, ces éléments sont très peu présents et très épars dans le paysage ouvert du site C, tandis que les couverts toujours en cultures ou à dominante culturale dominent fortement le paysage.

La répartition préférentielle des prairies autour des haies denses (> 25 m) s'explique par les pratiques agricoles liées à l'occupation des sols des parcelles adjacentes (Lotfi, 2008). En effet, une parcelle de prairie stable dans la durée ne nécessite pas de pratique particulière de gestion de la haie en bordure puisque ces haies ne gênent en rien le couvert prairial. De plus si ces prairies sont affectées au pâturage, des bordures boisées denses fournissent l'ombre nécessaire aux animaux sur la parcelle. Les parcelles culturales restent relativement en marge du voisinage des haies denses ou intermédiaires. Cependant, pour les haies les plus fines, la proportion du voisinage de parcelles culturales augmente. Les haies très denses constituent une contrainte à la croissance des cultures du fait de l'ombre qu'elles procurent. Certaines pratiques agricoles comme l'émondage ou l'élagage permettent de diminuer ou supprimer ces contraintes tout en conservant la présence de la haie et la plupart de ses fonctionnalités.

7.2.3.2.3. des haies émondées

Nous avons analysé la répartition spatiale des types successions culturales autour de l'ensemble des haies émondées (Figure 7.18). Les résultats montrent que sur l'ensemble des sites ABC, ce sont les parcelles prairiales (toujours en prairies ou à dominante prairiale) qui dominent autour des haies émondées (41.3% et 17.2% respectivement). Les parcelles toujours en cultures ou à dominante culturale bordant des haies émondées représentent 20.9% et 8.3% respectivement. Sur le site A, les parcelles prairiales (PP, DP) représentent respectivement 47.1% et 15.5% du voisinage des haies émondées. Les parcelles culturales (CP, DC, M) représentent respectivement 17.9%, 5.1%, 14.4% du voisinage des haies émondées. Sur le site B, les parcelles prairiales (PP, DP) représentent respectivement 42.7% et 18.4% du voisinage des haies émondées. Les parcelles culturales (CP, DC, M) représentent respectivement 16.3%, 7.3%, 15.3% du voisinage des haies émondées. Sur le site C, les parcelles prairiales (PP, DP) représentent respectivement 35.6% et 17.3% du voisinage des haies émondées. Les parcelles culturales (CP, DC, M) représentent respectivement 27.3%, 11.7%, 8.1% du voisinage des haies émondées.

Les effets du contexte paysager influence peu les résultats de l'analyse. La tendance reste la même quel que soit le site d'étude considéré. On note tout de même une légère augmentation des parcelles culturales aux alentours des haies émondées dans les contextes paysagers plus ouverts (site C).

Si on compare ces résultats à ceux proposés par la carte de référence (ensemble du réseau de haies), on note une augmentation des parcelles culturales aux abords des haies émondées. Globalement, que ce soit pour l'ensemble des sites ABC, ou par site, on note un équilibre dans la répartition des types de parcelles autour des haies émondées. La proportion des parcelles culturales et prairiales est quasiment la même pour chaque site (environ 50%). L'importance des parcelles culturales aux alentour des haies émondées peut s'expliquer par l'objectif de cette pratique. En effet, l'émondage est effectué généralement avant une culture de maïs afin de limiter l'impact de l'ombre

de la haie sur la croissance de la plante dans la parcelle d'une part et afin de faciliter le passage des engins agricoles au sein de la parcelle d'autre part.

Enfin, si on compare ces résultats à ceux proposés par l'analyse par type de haies, on retrouve la même configuration spatiale que pour les haies les plus fines (< 10 m). En effet, on peut considérer qu'une haie émondée a peu de probabilité de constituer une continuité dense de plus de 10 mètres d'épaisseur étant donné que cette pratique est répétée tous les 10 ans en moyenne sur le site de Pleine-Fougères.

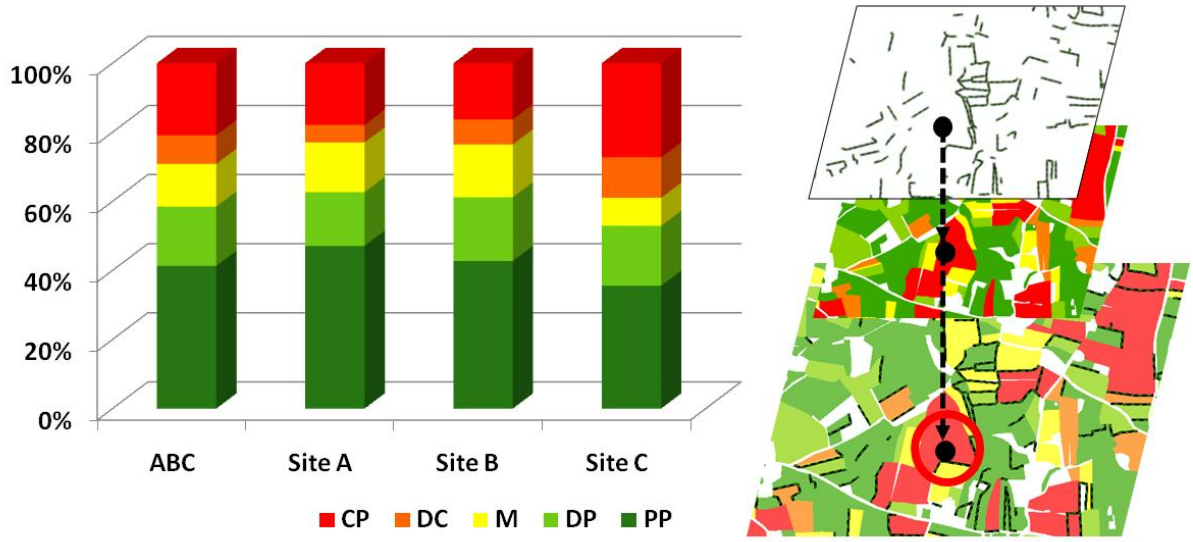


Figure 7.18 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies émondées (source : Lotfi, 2008). A gauche : résultats statistiques des types de successions culturales adjacentes aux haies émondées par site (PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la carte des haies émondées et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage.

CONCLUSION

L'identification et la caractérisation du réseau de haies a permis de déterminer l'emprise spatiale des structures boisées en prenant en compte non plus seulement la présence des éléments mais également leur arrangement spatial créant des continuités de canopées plus ou moins denses. Les données de télédétection offrent la possibilité d'extraire de manière semi-automatique les éléments boisés sur un territoire donné ; la combinaison des cartes effectuées à partir de ces données à différentes échelles a permis de déterminer différents types de structures linéaires boisées plus ou moins denses. L'analyse de la dynamique de l'occupation des sols de la Surface Agricole Utile a permis de déterminer les grands types de successions culturales, d'en évaluer l'importance et leur répartition spatiale au sein du site d'étude. Enfin, la mise en relation des deux types d'éléments de structure du paysage (haies et parcelles) a permis de déterminer les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère agricole. Les résultats ont montré que les structures

linéaires boisées les plus denses sont concentrées au sein de groupes de parcelles de prairies longues durées, tandis que les haies les plus fines, résultant de pratiques agricoles plus intrusives, sont bordées de parcelles plus intensives c'est-dire toujours en cultures ou à dominante culturale. Les résultats ont également montré que le type de paysage influe sur l'organisation de ces structures.

Les analyses effectuées permis de prendre en compte à la fois la variété des types de haies, ainsi que la dynamique temporelle des successions culturales des parcelles et l'arrangement spatial de la combinaison de l'ensemble de ces facteurs dans des paysages contrastés. Cette méthode présente l'avantage de se baser sur des données génériques et facilement accessibles. Les méthodes de traitement des images de télédétection et les données provenant de Systèmes d'Information Géographique sont reproductibles et mobilisent des outils techniques très répandus.

Les travaux présentés dans ce chapitre ont permis de mettre en relation deux types d'éléments essentiels du paysage agricole. Cependant, on peut envisager de prendre en considération d'autres types de facteurs en intégrant une dimension multi-échelle dans la réflexion sur les patrons d'organisation de la mosaïque paysagère agricole. L'élément de base parcellaire peut être agrégé à différents niveaux, celui de l'îlot de parcelles et de l'exploitation agricole. La prise en compte de la dimension spatiale à différents niveaux d'organisation permettrait d'améliorer la compréhension du système des pratiques agricoles et donc de mieux évaluer leurs impacts sur l'environnement.

Les travaux relatifs à ce chapitre font actuellement ou ont fait l'objet de plusieurs valorisations scientifiques :

Sous-chapitre 7.1 :

Vannier C., Hubert-Moy L., Nabucet J., 2011 : « Analyse de la dynamique de l'occupation du sol aux échelles de la parcelle et de l'îlot parcellaire, application en paysage agricole bocager », *Revue Internationale de Géomatique*, Géomatique et occupation des sols, 21, 353-374, sous presse.

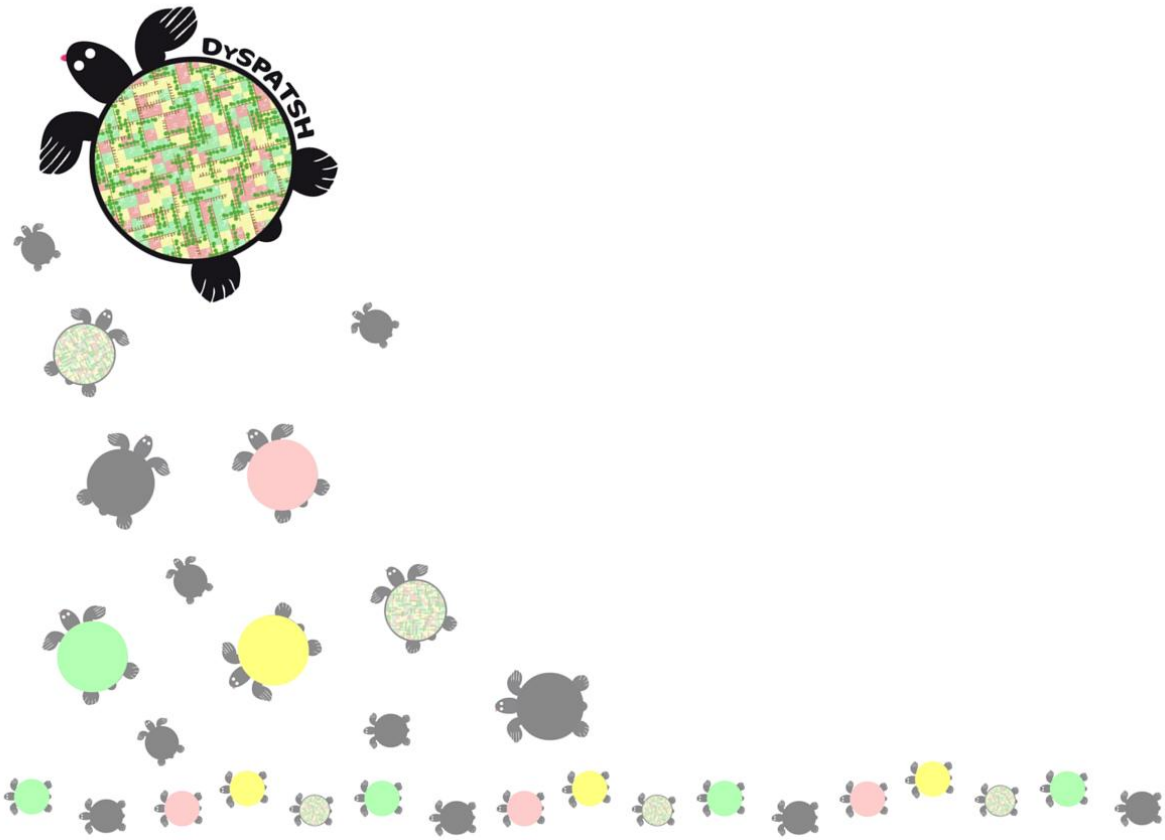
Sous-chapitre 7.2 :

Vannier C., 2011 : « Identification, caractérisation et analyse spatiale de structures paysagères ; Application en contexte agricole bocager », *Cybergéo*, en révision.

Vannier C., 2011 : « Analyse spatiale de structures paysagères : Identification, caractérisation et modélisation multi-niveaux. Application en contexte agricole bocager », *Dixièmes rencontres ThéoQuant,* Besançon, 23-25 février 2011.

CHAPITRE 8

UN MODELE MULTI-AGENTS POUR L'ANALYSE DE LA DYNAMIQUE D'EVOLUTION DES HAIES



SOMMAIRE

INTRODUCTION 223

8.1. Méthodologie : description du modèle DySPATSH selon le protocole ODD 224

8.1.1. Vue d'ensemble (Overview) 225

8.1.1.1. Objectif (Purpose) 225

8.1.1.2. Entités, variables d'état et échelles (Entities, state variables and scales) 227

8.1.1.3. Processus et ordonnancement (Process overview and scheduling) 229

8.1.2. Conception (Design concepts) 232

8.1.2.1. Principes de base (Basic principles) 232

8.1.2.2. Emergence (Emergence) 232

8.1.2.3. Interaction (Interaction) 233

8.1.2.4. Stochasticité (Stochasticity) 233

8.1.2.5. Observation (Observation) 233

8.1.3. DySPATSH sur NetLogo 234

8.1.3.1. Choix de l'environnement de travail pour la modélisation 234

8.1.3.2. Représentation graphique du modèle DySPATSH 234

8.1.4. L'expérimentation du modèle DySPATSH 236

8.1.5. La validation du modèle DySPATSH 237

8.2. Résultats 237

8.2.1. Analyse de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires 238

8.2.2. Analyse de l'évolution des haies selon les scénarios 243

8.2.3. Analyse de l'impact de la fragmentation du paysage sur l'évolution des haies 247

8.3. Discussion 251

CONCLUSION 255

INTRODUCTION

Le réseau linéaire de haies en Bretagne connaît aujourd'hui encore des évolutions non négligeables. Sa diminution est estimée à -1.1% par an (Agreste, 2010). Le réseau de haies évolue dans un contexte agricole qui ne subit plus de profonds changements. Les évolutions actuelles du réseau de haies sont la conséquence d'actions individuelles (arasements ponctuels le plus souvent) ou de quelques changements limités programmés, comme les incitations de replantations sur des territoires ciblés (cf. Chapitre 3, § 3.1.).

La dynamique temporelle des successions d'occupation du sol influence la physionomie des haies (large canopées, moyenne ou fine) (cf. Chapitre 7, § 7.2.). L'état des canopées des arbres au sein des haies est fonction des types de pratiques agricoles qui y sont effectuées et de leur répétitivité. La physionomie d'une haie aux canopées d'arbres larges montre qu'elle n'a pas subi de pratiques intrusives les années précédentes ; tandis qu'une haie aux canopées d'arbres très fines traduit la mise en place d'une pratique particulière (émondage, élagage, etc.). Le suivi temporel de la physionomie des haies permet de détecter le type de pratiques effectuées sur les haies (Lotfi, 2008).

Les pratiques agricoles territorialisées sont organisées en système autour de trois composantes majeures que sont les acteurs, les pratiques et les territoires. L'analyse de la mise en place de pratiques agricoles territorialisées par une approche systémique nous a amené à appréhender leur fonctionnement à différents niveaux d'organisation (cf. Chapitre 1, § 1.2.). Le schéma systémique présenté page 26 illustre les trois ensembles du système décomposé en sous-ensembles en interaction les uns avec les autres. Le modèle que nous présentons dans ce chapitre se base sur le schéma systémique défini dans le premier chapitre. Il propose de modéliser une partie des sous-ensembles du système, présentés dans la figure 8.1. Les acteurs représentés dans ce modèle sont, au niveau le plus fin, les agriculteurs, à un niveau supérieur, les politiques régionales. Les pratiques effectuées sur les haies représentées dans le modèle sont relatives à l'aménagement ou l'entretien, nous abordons les pratiques du maintien, de l'arasement, de l'émondage ou de la plantation de haies. Le territoire est composé de parcelles et de haies.

Rappelons que l'organisation des pratiques agricoles associées au réseau bocager s'effectue à différents niveaux et dépend de contraintes internes et externes à l'exploitation agricole (cf. Chapitre 1, § 1.2.2.). Parmi ces contraintes, l'organisation spatio-temporelle de l'utilisation des sols (la contrainte agronomique) joue un rôle fondamental sur la mise en place des pratiques agricoles associées au réseau bocager (Thenail, Baudry, 2004 ; Thenail, 2002). La dynamique d'occupation du sol est appréhendée dans le modèle à partir des observations que nous avons effectué dans le septième chapitre.

Afin de comprendre comment les pratiques agricoles effectuées sur les haies influencent la dynamique du paysage, nous avons développé un modèle multi-agents, le modèle DySPATSH (Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies). L'objectif de ce modèle est de prendre en compte la dimension spatiale des jeux d'acteurs pour modéliser l'influence des pratiques agricoles sur l'évolution du réseau de haies. L'hypothèse que nous émettons est que la dynamique des pratiques agricoles effectuées sur le réseau de haies par les agriculteurs à un niveau fin influence sensiblement la structure du paysage à un niveau supérieur (continuité, ouverture du paysage, fragmentation, …), la dynamique d'évolution du paysage dépendant alors des stratégies des agriculteurs dans le choix de leurs pratiques ; les politiques globales influencent également la dynamique du paysage par le biais de rétroactions du niveau supérieur sur le niveau fin.

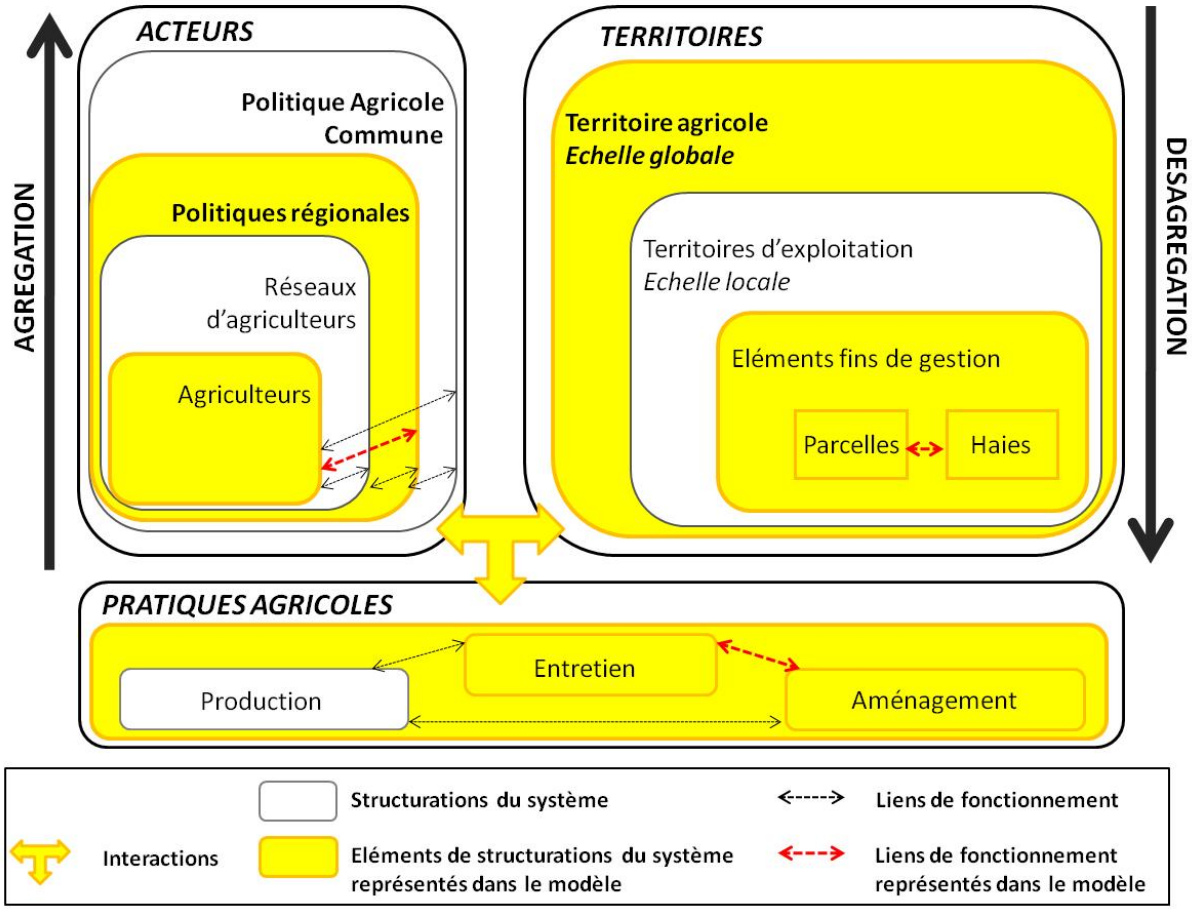


Figure 8.1 – Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique et détail des éléments modélisés.

Afin de tester cette hypothèse, nous avons entrepris de simuler un paysage agricole bocager fonctionnant selon deux niveaux d'organisation des pratiques agricoles : la parcelle et le territoire. Le choix et la mise en place des pratiques agricoles sur les haies sont effectués au niveau le plus fin (la parcelle) par les agriculteurs. Le niveau supérieur du territoire permet d'effectuer un diagnostic et de réguler les évolutions du réseau de haies, notamment concernant la pratique de l'arasement des haies. Ce niveau permet de simuler une politique globale de replantation de haies selon certaines conditions.

8.1. Méthodologie

Le modèle a été développé sur la plate-forme NetLogo (version 4.1.3 ; Wilensky, 1999) et le code du modèle est disponible en annexe.

La méthodologie du modèle DySPATSH est décrite selon le protocole ODD (Overview Design concepts and Details) développé par Grimm *et al.* (2006 ; 2010). Ce protocole a été développé dans le but de structurer la description des modèles basés-agents ou individus-centrés (Agent-Based Models, ABM ; Individual-Based Models, IBM). Il est organisé en trois parties (*overview* : vue d'ensemble ; *design concepts* : conception ; *details* : détails) et sept sous-parties (Tableau 8.1). Toutes les

catégories prévues dans la description ODD ne sont pas utiles à la description du modèle DySPATSH, nous n'avons donc pas renseigné l'ensemble des champs proposés par le protocole ODD. Nous présenterons dans un premier temps les informations générales relatives au modèle (*overview*), puis les considérations stratégiques (*design concepts*).

A la suite du protocole ODD, une sous-partie est dédiée à la justification du choix de la plate-forme et à la présentation de l'interface graphique du modèle, une autre sous-partie explique la phase d'expérimentation, le choix des scénarios et la validation du modèle.

Tableau 8.1 – Présentation du protocole ODD d'après Grimm *et al.* (2010).

ODD (version originale)		**ODD (français)**	
Overview	*1-Purpose* *2-Entities, state variables and scales* *3-Process overview and scheduling*	Vue d'ensemble	1-Objectif 2-Entités, variables d'état et échelles 3-Processus et ordonnancement
Design concepts	*4-Design concepts* - *Basic principles* - *Emergence* - *Adaptation* - *Objectives* - *Learning* - *Prediction* - *Sensing* - *Interaction* - *Stochasticity* - *Collectives* - *Observation*	Conception	4-Conception - Principes de base - Emergence - Adaptation - Objectifs - Apprentissage - Prédiction - Sensibilité - Interaction - Stochasticité - Organisations collectives - Observation
Details	*5-Initialization* *6-Input data* *7-Submodels*	Détails	5-Initialisation 6-Données d'entrée 7-Sous-modèles

8.1.1. Vue d'ensemble (Overview)

8.1.1.1. Objectif (Purpose)

Le modèle DySPATSH (Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies) a été développé afin de comprendre comment les pratiques agricoles effectuées sur les haies influencent la dynamique du paysage. Ce modèle propose de simuler des pratiques agricoles effectuées par des agriculteurs sur un territoire. Les pratiques agricoles d'intérêt sont celles associées à la gestion du réseau de haies. Dans ce modèle, les agriculteurs sont représentés par des agents, ils effectuent des pratiques sur leur réseau de haies parmi quatre possibles : le maintien, l'arasement, l'émondage, la plantation.

Les pratiques agricoles sont organisées à différents niveaux, le modèle propose de simuler les choix des agriculteurs dans la mise en place de pratiques agricoles à deux niveaux : la parcelle et le territoire.

Au niveau parcellaire, l'agent « agriculteur » choisi d'effectuer une pratique sur ses haies soit selon une logique agronomique, soit par l'influence des pratiques effectuées par ses voisins, il reproduit alors un comportement d'imitation (Gotts, Polhill, 2009 ; Kaufmann *et al.,* 2009). Dans le deuxième cas, les agents sont alors en interaction pour effectuer le choix de leurs pratiques. Le fonctionnement du système à ce niveau d'organisation a pour but de tester les effets de pratiques agricoles différentes effectuées par des agriculteurs à un niveau fin, sur l'évolution du réseau de haies. Il s'agit d'évaluer la différence d'impact de la mise en place de pratiques agricoles sur l'organisation du réseau de haies, selon que les agriculteurs décident de suivre une contrainte agronomique ou qu'ils décident d'imiter les pratiques effectuées dans leur voisinage.

Le second niveau d'organisation présent dans ce modèle est le niveau du territoire. Il est constitué de l'ensemble des parcelles et des haies. Ce niveau permet d'analyser de manière globale les évolutions ayant lieu au cours des simulations. Le rôle de ce niveau est d'intégrer une politique globale analysant l'évolution du territoire et pouvant agir sur ces évolutions par le biais de rétroactions. Ici, il s'agit de représenter l'action d'une politique globale de replantation de haies dans les cas où l'arasement serait trop massif. C'est à ce niveau d'organisation que l'on s'intéresse à l'impact des décisions individuelles en observant et mesurant l'impact de ce qui a émergé du niveau fin. Il s'agit à ce niveau d'évaluer de quelle façon les structures du réseau de haies qui émergent dépendent de la situation initiale, si le degré de fragmentation initial du paysage a un impact sur l'évolution du réseau de haies, et en quoi ce degré de fragmentation est déterminant sur les dynamiques d'évolution du réseau de haies. Puis, ce niveau permet ou non d'émettre une rétroaction selon ce qui a émergé du niveau fin.

Le paysage dans ce modèle est composé de parcelles et de haies. Les successions d'occupation du sol affectées aux parcelles proviennent des observations effectuées sur le site de Pleine-Fougères. Nous avons déterminé pour ce modèle trois types de successions : les parcelles toujours en prairies, les parcelles mixtes aux successions de prairies et cultures, les parcelles toujours en culture. Les pratiques mises en place par les agents « agriculteurs » dans ce modèle sont effectuées uniquement sur les haies. Il existe un lien direct entre l'occupation du sol et le choix des pratiques agricoles effectuées sur le réseau de haies. Cela a été observé et montré dans le septième chapitre, le modèle rend compte de cette contrainte dite « agronomique ». L'organisation spatiale des types de successions d'occupation du sol peuvent alors avoir un impact sur l'organisation des pratiques. Afin d'appréhender cette organisation spatiale, nous proposons différentes mesures du paysage relatives à l'occupation du sol et au réseau de haies (mesure de la fragmentation, de la densité de haies, etc. ; cf. § 8.1.2.5.).

Le modèle présenté doit répondre aux questions suivantes :

- comment des décisions locales (prises au niveau parcellaire) influencent l'ensemble de la structure du paysage ? Quelle est la différence d'impact sur un paysage selon qu'un agriculteur décide de sa pratique sur les haies par la prise en compte de la contrainte agronomique ou la prise en compte du voisinage ?
- quels sont les effets des rétroactions du niveau supérieur sur le niveau fin ? Quel impact a une politique de replantation de haies, décidée au niveau supérieur et mise en place au niveau parcellaire ?

L'hypothèse que nous émettons est que la dynamique des pratiques agricoles menées sur le réseau de haies par les agriculteurs à un niveau fin influence sensiblement la structure du paysage à

un niveau supérieur (continuité, ouverture du paysage, fragmentation, …), la dynamique d'évolution du paysage dépendant des stratégies des agriculteurs. Ces stratégies sont de deux types dans ce modèle, soit déterministe (contrainte agronomique), soit par imitation impliquant des interactions entre les agriculteurs avec leur voisinage dans le choix de leurs pratiques. Les politiques globales influencent également la dynamique du paysage par le biais de rétroactions sur le niveau fin.

L'objectif de ce modèle est d'évaluer l'impact de décisions prises à un niveau fin, niveau parcellaire, sur l'évolution du réseau de haies à un niveau supérieur, celui du territoire ; et l'impact de rétroactions de politiques globales sur l'évolution du réseau de haies. Plus précisément, il s'agit d'analyser comment le réseau de haies évolue et s'organise à un niveau supérieur, selon des pratiques mises en place par les agriculteurs à un niveau fin, et selon des rétroactions de politiques globales, tout ceci selon différentes configurations paysagères.

8.1.1.2. Entités, variables d'état et échelles (Entities, state variables and scales)

Le modèle comprend différentes entités et variables d'état (agents, unités spatiales, environnement) (Figure 8.2) :

- Les agents : il en existe deux types dans ce modèle, les agriculteurs et les haies.
    - Les agents « agriculteurs » sont dotés dans ce modèle d'une capacité cognitive limitée. Ils se contentent de suivre une règle de décision donnée et de choisir la pratique agricole à effectuer en fonction de celle-ci. Les agents « agriculteurs » possèdent une parcelle et des haies. Le nombre de haies qu'ils possèdent peut évoluer au cours de la simulation, s'ils choisissent d'araser ou de planter des haies ce nombre évolue. Chaque agent « agriculteur » possède dans ce modèle une seule parcelle, ce qui représente une simplification de la réalité nécessaire pour la simplification des interactions dans un premier temps. Les agents « agriculteurs » sont dotés d'un type de comportement parmi trois types possibles : agriculteur extensif, intermédiaire ou intensif. Le comportement attribué à un agent « agriculteur » conditionne le type de succession d'occupation du sol sur sa parcelle : s'il est extensif, sa parcelle sera toujours en prairie, s'il est intermédiaire, sa parcelle sera de type mixte et s'il est intensif, sa parcelle sera toujours en culture. L'occupation du sol des parcelles est fixée à l'initialisation, selon le type de comportement attribué à l'agent « agriculteur » au départ et n'évolue pas au cours de la simulation.
    - Les agents « haies » ne possèdent aucune capacité cognitive. Ils subissent les pratiques dictées par les agents « agriculteurs ». Une haie appartient à un agriculteur, elle est positionnée sur une parcelle. Les agents « haies » possèdent des attributs classiques tels qu'un identifiant unique, une position géographique, une forme (haie dense ou émondée). Ils ont également connaissance de l'âge de l'émonde (pour les haies émondées) et repoussent au bout de dix ans.
- Les unités spatiales : ce sont les parcelles. Elles sont de forme carrée. Chaque parcelle appartient à un agriculteur et accueille les haies de l'agriculteur concerné. Une parcelle peut comporter quatre haies au maximum (une par bordure) et zéro au minimum. Les parcelles possèdent également un type de succession d'occupation du sol donné au départ et fixe dans

le temps de la simulation : toujours en prairie, mixtes avec alternance de prairies et de cultures, ou toujours en culture. Enfin, les parcelles appartiennent à un îlot de parcelles de même type de succession d'occupation du sol qu'elles ; l'appartenance à l'îlot est déterminé au départ et n'évolue pas au cours de la simulation. Les îlots de parcelles vont permettre d'analyser le niveau de fragmentation du paysage.

- L'environnement : il existe une entité relative à l'environnement global du modèle, il s'agit du « territoire ». Dans ce modèle, le « territoire » est appréhendé comme un niveau d'organisation supérieur, composé de l'ensemble des parcelles et des haies. Ce niveau d'organisation supérieur a pour but d'effectuer une analyse globale des évolutions ayant lieu au cours de la simulation. Cette entité représente une politique globale analysant l'évolution du territoire et agissant sur ces évolutions par le biais de rétroactions. Nous avons choisi de représenter ici l'action d'une politique globale de replantation de haies dans les cas où l'arasement serait trop massif. Pour cela, au niveau supérieur du territoire, un diagnostic de l'état du réseau de haies est effectué. A la suite de ce diagnostic, une replantation de haies peut être demandée aux agents « agriculteurs » par l'entité représentant la politique globale.

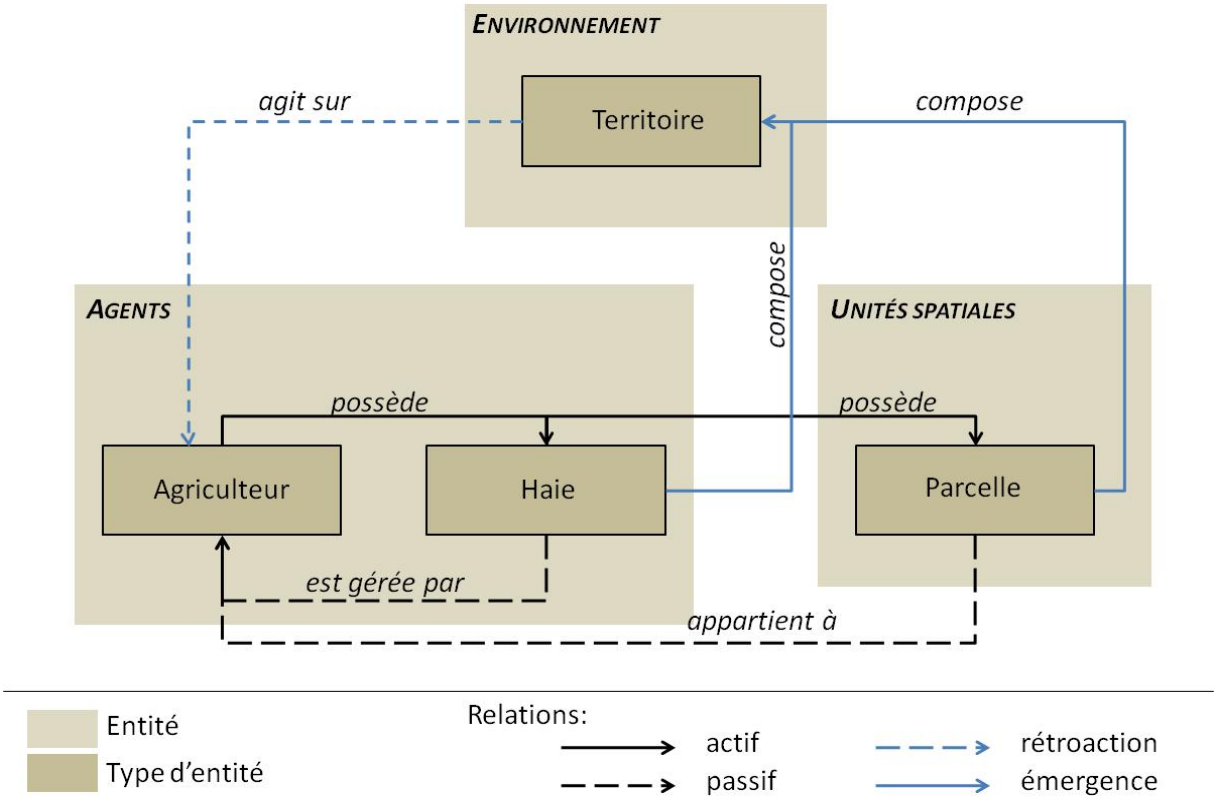


Figure 8.2 – Présentation des entités et des liens qui existent entre elles dans le modèle DySPATSH.

Le fonctionnement du modèle repose sur deux types d'échelles, une échelle spatiale et une échelle temporelle. L'échelle spatiale est déterminée par les parcelles, leur étendue spatiale correspondant à 1 hectare (équivalent à la moyenne du parcellaire du site de Pleine-Fougères et à la moyenne régionale de la Bretagne). Les parcelles étant représentées de manière carrée, chaque bordure est égale à 100 mètres, chaque haie a donc une longueur de 100 mètres. L'ensemble de l'espace simulé est constitué de 441 parcelles, soit l'équivalent de 441 hectares, ce qui est proche de

l'étendue des sites A, B et C de Pleine-Fougères. L'échelle temporelle du modèle est représentée par les itérations, une itération correspondant à une année. Le nombre total d'itérations par simulation a été fixé à 300, ce qui ne représente pas vraiment une temporalité réelle mais permet au modèle d'atteindre une stabilité et au modélisateur de pouvoir analyser le processus de stabilisation et la phase de stabilité.

Ce modèle ne représente pas un paysage réel mais simule un certain nombre de caractéristiques déterminantes d'un paysage agricole pour l'étude de l'évolution du réseau de haies selon le choix de pratiques agricoles des agriculteurs.

8.1.1.3. Processus et ordonnancement (Process overview and scheduling)

L'objectif de cette section est de déterminer l'état initial du modèle, les processus ou actions effectuées lors de la phase de simulation et l'ordre dans lequel les actions sont effectuées.

Le processus d'initialisation se décompose selon les trois étapes principales suivantes (Figure 8.3) :

- la création des agriculteurs et de leurs attributs : ils sont répartis de manière homogène sur le territoire, soit un agriculteur par parcelle ; un type de comportement est attribué à chaque agriculteur parmi trois possibles : extensif, intermédiaire, intensif ;
- l'attribution des parcelles aux agriculteurs : chaque parcelle est attribuée à l'agent « agriculteur » positionné sur la cellule correspondante ; un type de succession d'occupation du sol est attribué à la parcelle selon le type de comportement de l'agent « agriculteur » qui la possède : si l'agriculteur est extensif, sa parcelle sera toujours en prairie, s'il est intermédiaire, sa parcelle sera de type mixte et s'il est intensif, sa parcelle sera toujours en culture ;
- la création des haies : elles sont réparties de manière homogène sur le territoire selon la densité souhaitée (0, 1, 2, 3, ou 4 haies par parcelle) ; une haie appartient à un agriculteur donné et est positionnée sur la bordure de la parcelle de l'agriculteur à qui elle appartient ; au niveau technique, il ne peut exister qu'une seule haie à l'interface entre deux parcelles.

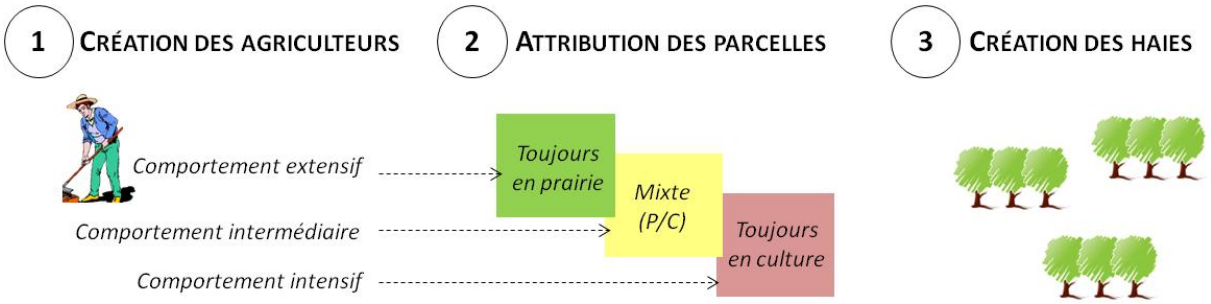


Figure 8.3 – Les trois étapes principales de l'initialisation du modèle DySPATSH : la création des agents « agriculteurs », l'attribution des parcelles et la création des haies.

Le processus de simulation de l'évolution du paysage s'organise en quatre étapes (Figure 8.4) : 1- l'agent « agriculteur » choisit une pratique à effectuer sur les haies ; 2- l'agent « agriculteur » effectue cette pratique ; 3- l'agent « agriculteur » applique la recommandation de l'entité territoire pour la replantation ; 4- les indicateurs et graphiques sont mis à jour, la simulation passe au pas de temps suivant. Ces quatre étapes sont expliquées dans les points suivants.

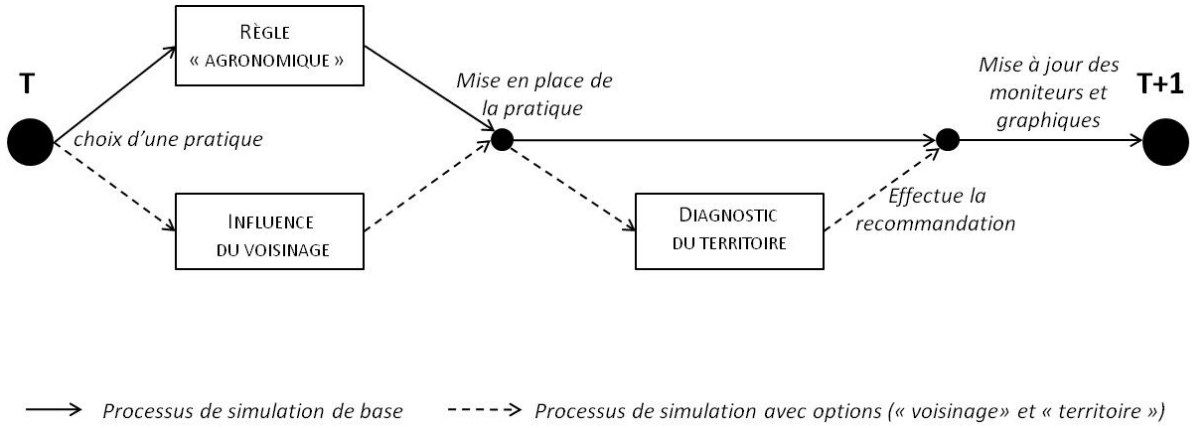


Figure 8.4 – Les étapes de la simulation du modèle DySPATSH.

Etape 1 : l'agent « agriculteur » doit choisir la pratique agricole qu'il va effectuer sur les haies qui lui appartiennent. Pour cela il existe deux règles de décision possibles selon le scénario : soit il suit la règle de base appelée règle « agronomique », soit il est influencé par son voisinage et il adopte la pratique présente majoritairement dans son voisinage.

- La règle de décision de base « agronomique » est la suivante (Figure 8.5) : si le type de comportement attribué à l'agriculteur est extensif, alors il conserve l'ensemble de ses haies sans y effectuer de pratique (absence de gestion) ; si le type de comportement attribué à l'agriculteur est intermédiaire, alors il émonde ses haies, cette pratique peut être répétée sur une même haie tous les dix ans ; si le type de comportement attribué à l'agriculteur est de type intensif, alors il arase ses haies. Cette règle de décision est totalement déterminée par le type de comportement de l'agent « agriculteur ».

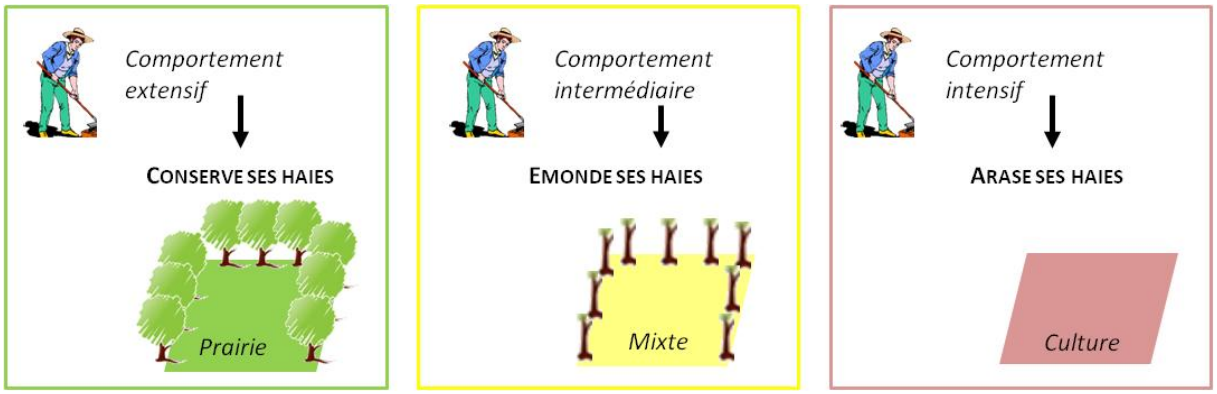


Figure 8.5 – Illustration de la règle de base dite règle « agronomique » du modèle DySPATSH.

- La seconde règle de décision de l'agent « agriculteur » consiste à observer son voisinage et à adopter la pratique majoritairement présente dans ce voisinage (Figure 8.6). L'agent « agriculteur » observe ses huit voisins (voisinage de Moore) et détermine s'il y existe une pratique dominante (au moins quatre de ces voisins doivent effectuer une pratique identique). S'il existe une pratique dominante, l'agent « agriculteur » l'adopte. S'il n'existe pas de pratique dominante dans son voisinage, alors l'agent « agriculteur » choisi la pratique à effectuer selon la règle « agronomique ».

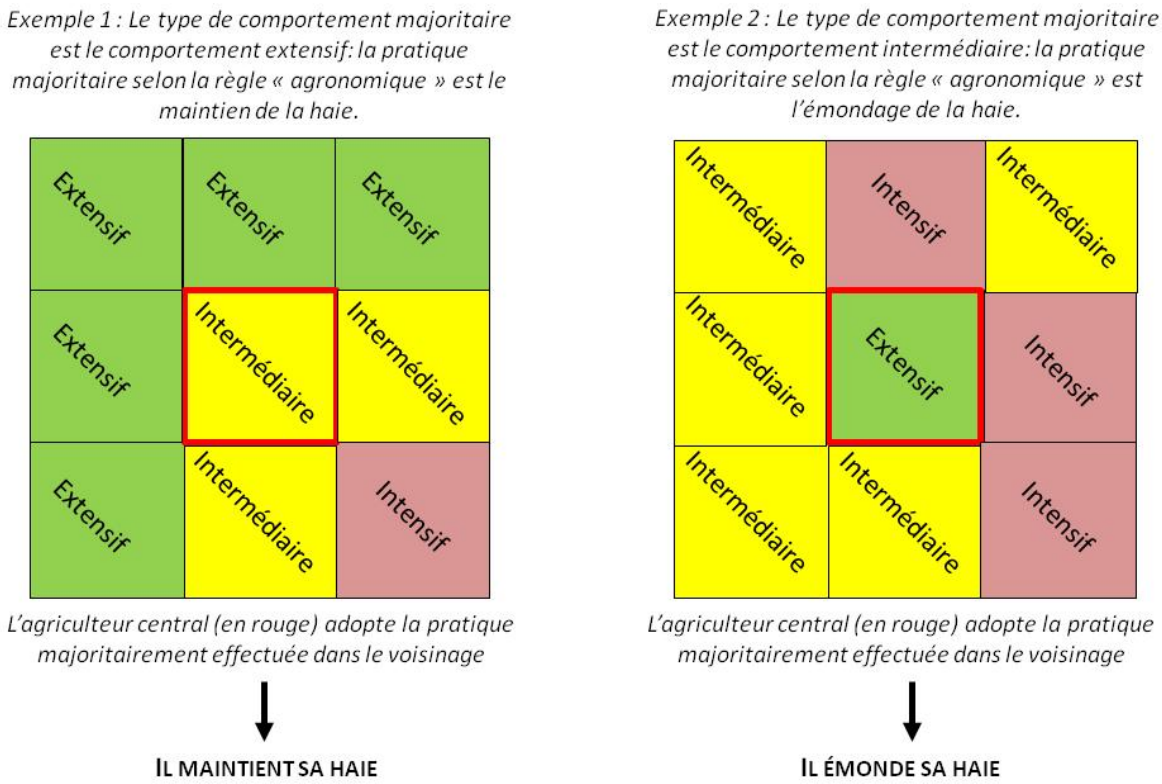


Figure 8.6 – Illustration de la règle de décision « influence du voisinage », où l'agent « agriculteur » détermine sa pratique selon celle présente majoritairement dans son voisinage (Moore – 8 voisins).

Etape 2 : l'agent « agriculteur » effectue sur ses haies la pratique qu'il a choisie lors de la première étape. Dans la réalité, on observe que seule une partie des haies est concernée par la mise en place d'une pratique chaque année. Afin de reproduire ce phénomène de répartition temporelle, seule une partie des haies est sélectionnée à chaque pas de temps de manière aléatoire par le modèle pour que les agents y appliquent les pratiques choisies.

Etape 3 : réalisation d'un diagnostic du « territoire ». Cette étape représente la troisième règle de décision qui consiste à analyser la densité du réseau de haies (en m/ha) présent sur le territoire. Si la densité de haies présente à la fin d'un pas de temps de simulation est inférieure à un paramètre donné (ici la moitié de la densité de haies de départ), alors l'entité « territoire » recommande aux agriculteurs de planter des haies. Rappelons que cette entité simule une politique globale de replantation.

Etape 4 : mise à jour des indicateurs et graphiques avant le lancement de l'itération suivante de la simulation. Les indicateurs et graphiques mis à jour concernent l'évolution de la densité et du type de haies (densité totale de haies, densité de haies maintenue denses, densité de haies émondées, densité de haies sur prairie, sur parcelle mixte, sur culture).

8.1.2. Conception (Design concepts)

8.1.2.1. Principes de base (Basic principles)

Il s'agit de recréer un paysage agricole bocager fonctionnant selon deux niveaux d'organisation des pratiques (cf. Chapitre 1, § 1.2.2.) : la parcelle et le territoire. Le choix et la mise en place des pratiques agricoles sur les haies sont effectués au niveau le plus fin (niveau parcellaire) par les agriculteurs. A un niveau supérieur (niveau « territoire »), il est possible d'effectuer un diagnostic pour réguler la pratique de l'arasement sur le réseau de haies.

8.1.2.2. Emergence (Emergence)

Le modèle a pour objectif d'évaluer l'impact de la mise en place de pratiques agricoles selon deux logiques de décision (déterministe, imitatrice) sur l'évolution du réseau de haies, à deux niveaux d'organisation :

- au niveau parcellaire, à partir de la règle « agronomique », l'évolution du réseau de haies est directement corrélée avec la proportion des types de succession d'occupation du sol déterminée au départ et qui n'évolue pas. Les formes spatiales générées sur l'évolution du réseau de haies par les pratiques effectuées sont donc directement liées à l'organisation spatiale des types de successions d'occupation du sol présentes initialement. En revanche, à partir de la règle prenant en compte l'influence du voisinage, l'évolution du réseau de haies n'est pas prédictible. Si le paysage est organisé en grands agrégats de parcelles semblables, alors les simulations devraient créer des unités de paysage fermé et des unités de paysage ouvert bien distinctes les unes des autres. Au contraire, si le paysage est très fragmenté, alors l'évolution du réseau de haies n'est pas prédictible ;
- au niveau du territoire, il s'agit d'analyser les évolutions produites par l'impact de la replantation de haies sur l'ensemble du réseau. La répartition spatiale de ces évolutions n'est pas prévisible. Il s'agit à ce niveau d'évaluer de quelle façon les structures du réseau de haies qui émergent dépendent de la situation initiale, et si le degré de fragmentation initial du paysage a un impact sur l'évolution du réseau de haies.

Selon les conditions de départ de la simulation avec le modèle (proportion et répartition spatiale des types de succession d'occupation du sol dans le paysage à l'initialisation), les structures que l'on observe au niveau du paysage peuvent être plus ou moins prévisibles (cf. Chapitre 2 ; § 2.2.).

8.1.2.3. Interaction (Interaction)

Il existe des interactions directes ou indirectes dans le modèle :

- les agents « haies » et « agriculteurs » sont en interaction directe. L'agent « agriculteur » interroge la présence et l'état de ses agents « haies » avant d'y effectuer une pratique ;
- les agents « agriculteurs » peuvent être en interaction directe les uns avec les autres dans un rayon de voisinage faible (Moore – 8 voisins) pour le choix de leur pratique ;
- l'entité « territoire » est en interaction directe avec les agents « agriculteurs » afin de leur faire replanter des haies ; elle est aussi en interaction indirecte avec les agents « haies », puisque l'évolution de l'ensemble du réseau de haies détermine la décision de l'entité « territoire ».

8.1.2.4. Stochasticité (Stochasticity)

Il existe trois processus déterminés de manière aléatoire, deux à l'initialisation du modèle, un lors de la simulation. Ces processus aléatoires simulent des variabilités observées sur le terrain et pour lesquelles l'objectif n'était pas de modéliser les causes de leurs variabilités.

A l'initialisation, la proportion des types de succession d'occupation du sol est déterminée par le modélisateur, la répartition spatiale de l'occupation du sol s'effectuant quant à elle de manière aléatoire. Il en est de même pour la répartition spatiale du réseau de haies ; la densité du réseau à l'initialisation est choisie par le modélisateur (nombre de haies par parcelle) ; le choix d'une des quatre bordures de champs pour le placement de la haie s'effectue quant à lui de manière aléatoire.

Lors de la simulation, tous les agents « agriculteurs » choisissent une pratique à effectuer sur leurs haies ; seule une partie de ces agents vont avoir la possibilité de mettre en place leur pratique. En effet, on observe sur le terrain que toutes les haies d'une exploitation ne sont pas gérées chaque année. Il existe une alternance dans la gestion des haies. Dans le modèle, le choix du nombre de haies gérées lors d'une itération est de dix haies ; ces haies sont sélectionnées sur le territoire de manière aléatoire.

8.1.2.5. Observation (Observation)

A l'initialisation ainsi qu'à chaque itération du modèle, plusieurs indicateurs et graphiques collectent des données sur l'état initial et l'évolution du réseau de haies.

A l'initialisation, les indicateurs sont les suivants : le nombre total de haies présentes sur le territoire ; la densité de haies (en m/ha) que cela représente ; le nombre total d'îlots de parcelles ; le nombre d'îlots selon le type de succession d'occupation du sol.

Lors de la phase de simulation, des graphiques et indicateurs sont mis à jour à chaque itération. Ils informent sur : le nombre total de haies au temps Tn, la densité de haies (en m/ha) que cela représente, le nombre de haies denses et de haies émondées, le nombre de haies présentes sur les parcelles toujours en prairie, mixtes et toujours en culture.

L'indicateur relatif au nombre et au type d'îlots de parcelles nous permet d'aborder une mesure de la fragmentation du paysage. La fragmentation correspond à une absence de connectivité,

elle s'exprime par l'isolement des unités spatiales et elle s'observe à travers le morcellement du paysage (Hargis *et al.*, 1998 ; Pereboom, 2006 ; Clergeau, 2007). La mesure de la fragmentation s'effectue dans ce modèle de la manière suivante : il s'agit de déterminer le nombre d'îlots de parcelles présents dans le paysage simulé, un îlot correspondant ici à une continuité de parcelles de même type de succession d'occupation du sol. Théoriquement, l'agrégation maximale des parcelles peut former au minimum trois îlots (un par type de succession d'occupation du sol) et la fragmentation maximale peut en former jusqu'à 441 (soit une parcelle = un îlot).

L'ensemble des indicateurs et graphiques permettent d'analyser l'évolution du modèle pour chaque simulation lancée. Elles sont exportables afin d'être analysées statistiquement.

8.1.3. Le modèle DySPATSH sur NetLogo

8.1.3.1. Choix de l'environnement de travail pour la modélisation

Le modèle DySPATSH a été implémenté sur la plate-forme NetLogo version 4.1.3 (Wilensky, 1999 ; http://ccl.northwestern.edu/netlogo/index.shtml). NetLogo est une plate-forme de programmation développée pour la simulation des phénomènes naturels et sociaux. NetLogo est particulièrement bien adapté pour la modélisation de systèmes complexes prenant en compte leur dimension temporelle. Le modélisateur peut donner des instructions à des centaines ou des milliers d'agents, de manière indépendante. Cela permet d'explorer le lien entre le comportement des individus à un niveau fin et l'organisation à un (des) niveau(x) supérieur(s) qui émerge(nt) de l'interaction de plusieurs individus.

8.1.3.2. Représentation graphique du modèle DySPATSH

L'interface graphique du modèle DySPATSH est composée de trois parties : l'initialisation, la simulation et le suivi des évolutions (Figure 8.7).

L'initialisation : l'utilisateur choisit dans un premier temps la proportion des trois types de succession d'occupation du sol proposés (toujours en prairie, mixte, toujours en culture). La répartition spatiale des types de succession d'occupation du sol à l'initialisation est choisie de manière aléatoire au déclenchement du bouton « setup ». Dans un second temps, l'utilisateur choisit la densité de haies souhaitée sur le territoire (0, 1, 2, 3 ou 4) : 0 pour aucune haie, 1 pour une haie par parcelle (soit une densité de 66 m/ha), 2 pour deux haies par parcelle (120 m/ha), 3 pour trois haies par parcelle (168 m/ha), 4 pour quatre haies par parcelle (200 m /ha). Les haies sont placées automatiquement au déclenchement du bouton « setup-haies ». Dans un troisième temps, l'utilisateur choisit d'activer ou non l'influence du voisinage et le diagnostic du territoire. Deux boutons sont disponibles, ils sont indépendants. Si les deux boutons sont désactivés, le modèle fonctionne selon la règle dite « agronomique » uniquement. Enfin, l'utilisateur choisit le paramètre du nombre d'itérations à effectuer pendant la phase de simulation.

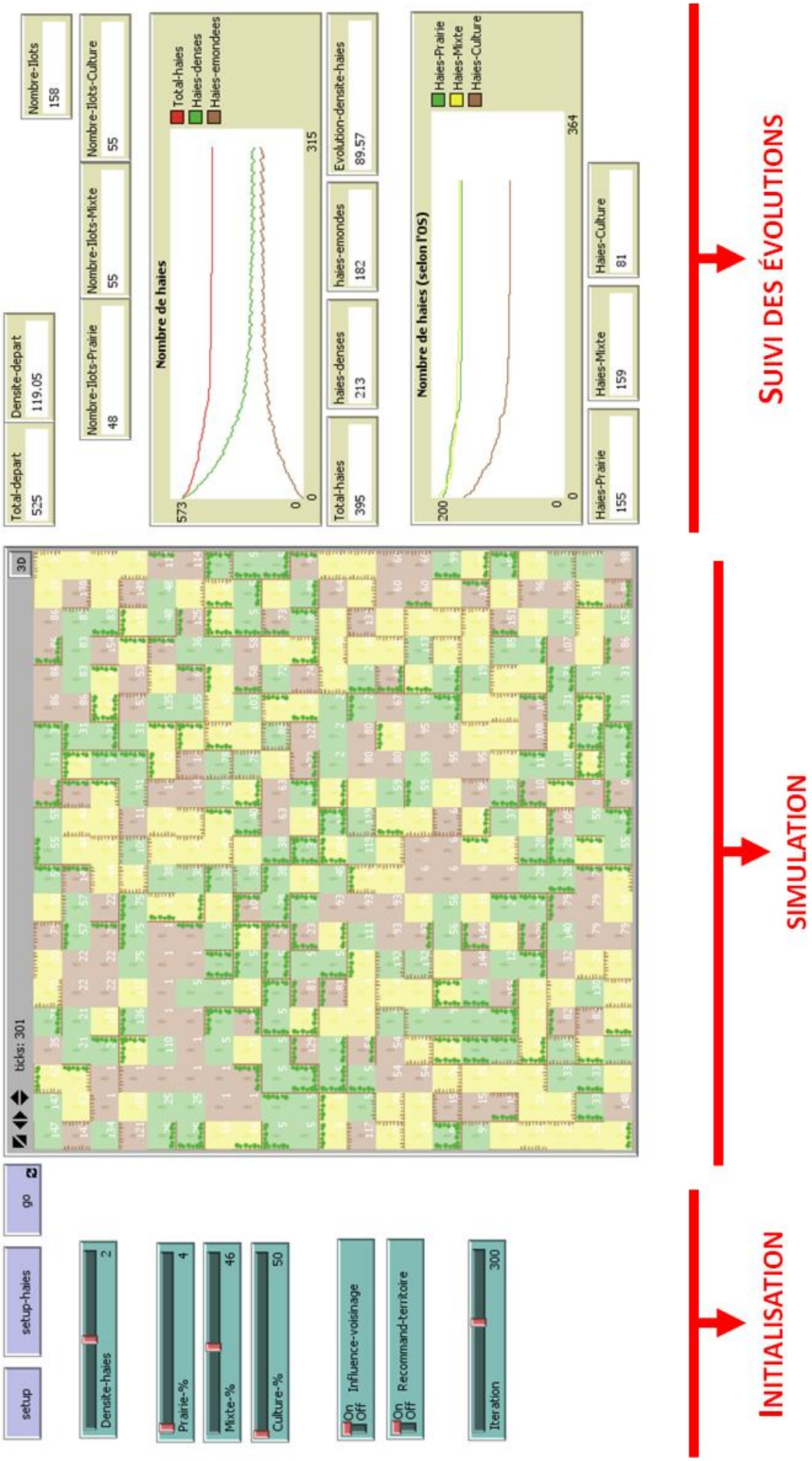


Figure 8.7 – Présentation de l'interface graphique du modèle DySPATSH sur la plate-forme NetLogo (Wilensky, 1999).

La simulation : elle est lancée au déclenchement du bouton « go ». A chaque pas de temps les agents effectuent une action. Le carré central de l'interface représente le paysage simulé. Il évolue à chaque pas de temps.

Le suivi des évolutions : il s'effectue grâce aux indicateurs numériques et aux graphiques. Il existe treize indicateurs numériques et deux graphiques. Les indicateurs relatifs aux conditions initiales de la simulation se situent en haut et à droite de l'interface graphique. Ils informent sur le nombre total de haies (total-départ) et la densité de haies (densité-départ), le nombre total d'îlots de parcelles (Nombre-îlots) et le nombre par type de succession d'occupation du sol (Nombre-îlots-Prairie, Nombre-îlots-Mixte, Nombre-îlots-Culture). Les indicateurs numériques et graphiques situés en dessous et à droite de l'interface évoluent au cours de la simulation. Ils reportent le nombre total de haies (Total-haies), leur nombre par type (Haies-denses, Haies-émondées) et le nombre de haies en bordure de prairie (Haies-Prairie), de parcelle mixte (Haies-Mixte), de culture (Haies-Culture).

8.1.4. L'expérimentation du modèle DySPATSH

Six scénarios ont été définis afin de tester l'influence des pratiques agricoles sur la dynamique d'évolution du paysage (Tableau 8.2).

Les scénarios ont pour objectif de simuler les paysages des sites A, B et C de Pleine-Fougères. Les pourcentages de types de succession d'occupation du sol et de la densité de haies de chaque scénario ont donc été choisis selon les analyses préliminaires effectuées sur le site de Pleine-Fougères (cf. Chapitre 7) :

- les scénarios 1 et 2 ont un pourcentage de type de succession d'occupation du sol et une densité de haies correspondant à ceux du site A de Pleine-Fougères : 53% de parcelles toujours en prairie, 34% de parcelles mixtes (successions de cultures et prairies) et 13% de parcelles toujours en culture, la densité de haies s'élève à 120 m/ha en début de simulation ;
- les scénarios 3 et 4 ont un pourcentage de type de succession d'occupation du sol correspondant au site B de Pleine-Fougères : 44% de parcelles toujours en prairie, 37% de parcelles mixtes et 19% de parcelles toujours en culture, la densité de haies simulée est volontairement supérieure à l'observé, elle s'élève à 120 m/ha en début de simulation. Cela permet d'avoir une densité de haies comparable à celle des scénarios 1 et 2 et ainsi pouvoir évaluer l'impact de la variation de la proportion des types de succession d'occupation du sol sur l'évolution de la densité des haies ;
- les scénarios 5 et 6 ont un pourcentage de type de succession d'occupation du sol et une densité de haies correspondant au site C de Pleine-Fougères : 26% de parcelles toujours en prairie, 39% de parcelles mixtes et 35% de parcelles toujours en culture, la densité de haies s'élève à 66m/ha en début de simulation.

La fonction de décision « agronomique » est la règle de base fonctionnant pour les six scénarios. La fonction de décision « voisinage » est testée dans les scénarios 2, 4 et 6. Cela permet une comparaison des scénarios (avec et sans la fonction de « voisinage ») selon les paysages simulés. La fonction de décision de l'entité « territoire » est toujours active. La simulation des six scénarios a été répétée 50 fois par scénarios, ce qui représente 300 simulations avec le modèle.

Tableau 8.2 – Présentation des scénarios simulés.

	% OS			Densité haies	Fonction(s) de décision *(x : active ; o : inactive)*		
Scenario	**Prairie**	**Mixte**	**Culture**	*(m/ha)*	**Agronomique**	**Voisinage**	**Territoire**
1	53	34	13	120	x	o	x
2	53	34	13	120	x	x	x
3	44	37	19	120	x	o	x
4	44	37	19	120	x	x	x
5	26	39	35	66	x	o	x
6	26	39	35	66	x	x	x

8.1.5. La validation du modèle DySPASTH

On considère deux niveaux de validation du modèle : la validation interne et la validation externe (Parker *et al.*, 2004 ; Amblard, Phan, 2006).

La validation interne a consisté à analyser si le programme informatique implémenté correspond bien au modèle théorique souhaité. Pour cela, un ensemble de configurations paysagères et de simulations ont été testées en faisant varier les proportions de type de succession d'occupation du sol de 0 à 100%, la densité de haies de 0 à 200 m/ha et les règles de décision. Il ressort de cette phase de tests que le modèle reproduit les configurations paysagères souhaitées quels que soient les pourcentages de types de succession d'occupation du sol et de densité de haies. Les différentes règles de décisions permettent de faire varier la dynamique d'évolution des pratiques effectuées sur le réseau de haies. Elles proposent des dynamiques spatiales d'évolution différentes. L'ensemble des éléments implémentés correspondent au modèle théorique présenté. Le fonctionnement interne du modèle a ainsi été validé.

La validation externe du modèle a consisté à analyser les sorties de modèles en comparant les résultats avec les observations effectuées sur le site de Pleine-Fougères. Les données considérées comme une réalité de terrain sont composées des cartes de l'ensemble du réseau de haies de 2008 et du réseau de haies émondées entre les années 1996 et 2006 (cf. Chapitre 7, § 7.2.1.). Les résultats des sorties de modèles concernant la densité de haies et la densité de haies émondées ont ainsi été comparée aux densités cartographiées sur le terrain. Les comparaisons des sorties de modèle avec les cartes de référence sont présentées au fur et à mesure de la présentation des résultats.

8.2. Résultats

Les sorties de modèle analysées dans cette sous-partie sont : 1- l'évolution des haies par type (total, haies denses, haies émondées) et selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle à laquelle elles appartiennent (toujours en prairie, mixte, toujours en culture), 2- la variabilité de l'arrangement spatial des types de succession d'occupation du sol au sein du paysage simulé par l'analyse du nombre et du type d'îlots parcellaire (toujours en prairie, mixte, toujours en culture) selon les scénarios, 3- le lien entre la variabilité de l'arrangement spatial de l'occupation du sol dans le paysage (nombre d'îlots parcellaire) et l'évolution des haies par type et selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle à laquelle elles appartiennent. Ces analyses sont effectuées pour les six scénarios définis précédemment.

8.2.1. Analyse de l'évolution des haies selon les scénarios

Les analyses sont présentées par scénario, cinquante simulations ayant été effectuées pour chaque scénario. Ensuite, la moyenne de ces cinquante simulations a été calculée. Les résultats représentent les moyennes des simulations par scénario.

Lors de la simulation du scénario 1, la densité totale du réseau de haies passe de 120 m/ha à 104 m/ha (Figure 8.8). Globalement, le réseau de haies est maintenu. La densité représentée en fin de simulation est équivalente à celle observée sur le site A de Pleine-Fougères en 2008 (115 m/ha). La proportion de haies émondées est de 34.6 % (à la fin de la simulation) et la proportion de haies maintenue « denses » est de 65.4%. La proportion de haies émondées est égale à la proportion de parcelles mixtes dans le paysage. Cela s'explique par la règle de décision « agronomique » appliquée dans ce scénario qui contraint l'agent « agriculteur » gérant une parcelle mixte à émonder ses haies. La proportion de haies émondées en fin de simulation (34.6%) est légèrement plus faible que la proportion observée sur le site A de Pleine-Fougères (39.3%). La densité de haies évolue de manière différente selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance (Figure 8.9) : les haies en bordure de parcelles toujours en prairie représentent 63.8 m/ha tout au long de la simulation ; les haies en bordure de parcelles mixtes représentent 40.6 m/ha tout au long de la simulation ; enfin les haies en bordure de parcelles toujours en culture disparaissent au fur et à mesure des itérations de la simulation, elles passent de 15 m/ha en moyenne à 0 m/ha en fin de simulation.

Lors de la simulation du scénario 2, la densité totale du réseau de haies passe de 120 m/ha à 115.4 m/ha (Figure 8.8). Le réseau de haies est globalement maintenu. La densité de haies présente en fin de simulation est égale à la densité de haies observée sur le site A de Pleine-Fougères (115 m/ha). La proportion de haies émondées simulée est de 24.5%, ce qui est inférieur à la proportion observée (39.3%). La proportion de haies émondées dans ce scénario est plus faible que dans le scénario précédent ; cela est du à la prise en compte de l'influence du voisinage dans le choix de la pratique des agents « agriculteurs ». En effet, dans ce scénario, les proportions de type de succession d'occupation du sol restent les même que dans le scénario 1, seule la fonction de décision change pour intégrer l'influence du voisinage. Or, la proportion de parcelles toujours en prairie est très importante dans ces deux scénarios (53%) et le voisinage des parcelles mixte (qui amène à la pratique de l'émondage dans la règle « agronomique ») est dominé par les parcelles toujours en prairie, donc les agents au comportement de type « intermédiaire » (auxquels appartiennent les parcelles de type mixte) auront tendance à imiter les pratiques des agents au comportement de type « extensif » du fait de la forte représentativité des prairies dans le paysage, et donc ils n'émonderont pas leurs haies et les maintiendront denses. Ce comportement d'imitation explique également le fait que les haies en bordure de parcelles toujours en culture soient maintenues dans ce scénario (Figure 8.9), elles représentent 15.5 m/ha en début de simulation et 12.5 m/ha à la fin de la simulation. L'effet du voisinage combiné à la règle « agronomique » amène ici un équilibre de la répartition spatiale des haies dans le paysage. Elles sont maintenues quel que soit le type de succession d'occupation du sol de la parcelle à laquelle elles appartiennent.

Lors de la simulation du scénario 3, la densité totale du réseau de haies passe de 120 m/ha à 97 m/ha (Figure 8.8). La diminution de la densité de haies dans ce scénario est plus importante que pour les scénarios 1 et 2. Cela s'explique par la plus forte proportion de parcelles mixtes ou toujours en culture dans le paysage (respectivement 37% et 19%). En effet, selon la règle de décision

« agronomique », la proportion de type de succession d'occupation du sol a un impact sur l'évolution de la densité de haies. La proportion de haies émondées est plus importante que précédemment : elle s'élève à 39.8%. La proportion simulée correspond à la proportion observée sur le site B de Pleine-Fougères (39.6%). Enfin, la densité de haies évolue de manière différente selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance (Figure 8.9) : elle est stable pour les haies en bordure de parcelles toujours en prairie (53 m/ha) et en bordure de parcelles mixtes (43 m/ha), elle passe de 22 m/ha à 0 m/ha en bordure de parcelles toujours en culture. On observe dans ce scénario que la densité de haies en bordure de parcelles toujours en prairie est plus faible que dans le scénario 1 ou 2 ; elle est plus forte en bordure de parcelles mixtes ou toujours en culture (en début de simulation).

Lors de la simulation du scénario 4, la densité totale du réseau de haies passe de 120 m/ha à 109 m/ha (Figure 8.8). La diminution est moins importante que dans le scénario 3. L'évolution est proche de celle du scénario 2, ici la variation des proportions de succession d'occupation du sol (diminution du nombre de parcelles toujours en prairie et augmentation du nombre de parcelles mixtes et toujours en culture) ne semble pas avoir d'impact direct sur l'évolution du réseau de haies. La configuration spatiale des types de successions d'occupation du sol en revanche est déterminante dans ce scénario pour le maintien d'un réseau de haies denses. En effet, les parcelles toujours en culture sont entourées majoritairement de parcelles toujours en prairie ou mixtes. Ainsi, l'influence de ces parcelles dans le voisinage engendre le maintien des haies autour des parcelles toujours en culture. Les agents au comportement de type « intensif » ont plus tendance à imiter les pratiques des agents au comportement de type « intermédiaire » ou « extensif », ils n'arasent pas leurs haies et les conservent soit denses soit en les émondant. La proportion de haies émondées est de 36.9 %, elle est plus faible que la proportion observée sur le site B de Pleine-Fougères (39.6%). En revanche, cette proportion de haies émondées est supérieure à celle simulée dans le scénario 2. La prise en compte de l'influence du voisinage entraîne dans ce scénario une augmentation de la pratique de l'émondage, tandis que sans l'influence du voisinage, une partie de ces haies serait arasée. La densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance varie peu au cours de la simulation du scénario 4 (Figure 8.9) : pour les haies en bordure de parcelles toujours en prairie elle passe de 52.5 m/ha à 50.3 m/ha, pour les haies en bordure de parcelles mixtes elle passe de 44.2 m/ha à 42.3 m/ha et pour les haies en bordure de parcelles toujours en culture elle passe de 22.5 m/ha à 16.5 m/ha. Les évolutions sont peu marquées, sauf pour les haies en bordure de parcelles toujours en culture.

Lors de la simulation du scénario 5, la densité totale du réseau de haies passe de 66 m/ha à 43.5 m/ha (Figure 8.8). La densité simulée correspond à la densité observée sur le site C (44 m/ha). La diminution de la densité du réseau est importante lors de cette simulation. Elle est due à la forte proportion de parcelles toujours en culture (35%) qui amène, dans le cas de la seule prise en compte de la règle « agronomique », à l'arasement des haies en bordure des parcelles toujours en culture. La proportion de haies émondées est plus forte que la proportion de haies denses dans ce scénario (respectivement 53.5% et 46.5% en fin de simulation). Cela s'explique par la forte proportion de parcelles mixtes (39%). La proportion de haies émondées simulées est ici beaucoup plus importante que la proportion observée (29.7%). La densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance varie peu au cours de la simulation du scénario 5 (Figure 8.9) pour les haies en bordure de parcelles toujours en prairie (17.5 m/ha) ou de parcelles mixtes (26 m/ha) et varie beaucoup pour les haies en bordure de parcelles toujours en culture (de 22.3 m/ha à 0 m/ha).

On observe que la densité de haies en bordure de parcelles mixtes est supérieure à celle en bordure de parcelles toujours en prairie ; l'évolution de la densité de haies en bordure de parcelles toujours en culture est importante. Ces évolutions sont dues à la forte proportion de parcelles mixtes et toujours en culture dans ce scénario et à la prise en compte de la seule règle « agronomique » dans le choix des pratiques agricoles effectuées sur les haies.

Lors de la simulation du scénario 6, la densité totale du réseau de haies passe de 66 m/ha à 42.3 m/ha (Figure 8.8). La densité en fin de simulation correspond à la densité observée sur le site C de Pleine-Fougères (44 m/ha). La diminution de la densité du réseau de haies au cours de cette simulation est due à la forte proportion des parcelles toujours en culture. La règle « agronomique » dans ce scénario est couplée avec l'influence du voisinage dans le choix des pratiques des agents « agriculteurs ». Cependant, la proportion de parcelles toujours en culture et leur arrangement spatial engendre une forte diminution du réseau de haies au cours de la simulation, du même ordre de grandeur que la simulation précédente (scénario 5). La proportion de haies émondées est plus forte que la proportion de haies maintenues denses (respectivement 61.5% et 38.5% à la fin de la simulation). La proportion de haies émondées simulée est plus important que l'observée sur le site C (29.7%). La densité de haies, selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance, évolue selon la même tendance quelle que soit le type de succession d'occupation du sol considérée (Figure 8.9) : la densité de haies en bordure de parcelles mixtes est la plus importante (de 25.4 m/ha, à 18.5 m/ha) ; la densité de haies en bordure de parcelles toujours en culture passe de 23 m/ha à 10.7 m/ha; enfin la densité de haies en bordure de parcelles toujours en prairie passe de 17.3 m/ha à 13 m/ha. La diminution de la densité totale du réseau de haies est répartie de manière homogène selon le type de succession d'occupation du sol.

Les scénarios 1, 3 et 5 prennent en compte la règle de décision « agronomique » uniquement ; l'organisation des pratiques agricoles s'effectue dans ces cas de manière déterministe, la règle de décision prenant en compte uniquement le type de comportement de l'agent « agriculteur » pour le choix de la pratique agricole à effectuer sur ses haies. Les scénarios 2, 4 et 6, prennent en compte la règle de décision « agronomique » couplée avec l'influence du voisinage de la parcelle de l'agent considéré pour le choix de la pratique. C'est la pratique effectuée de façon majoritaire dans un voisinage proche de l'agent considéré (Moore – 8 voisins) qui influence le choix de la pratique agricole à effectuer à l'agent. L'évolution des structures que l'on observe au niveau du paysage dans ces scénarios (2, 4 et 6) est moins prévisible puisqu'elle dépend de l'organisation spatiale des types de succession d'occupation du sol au sein du territoire agricole.

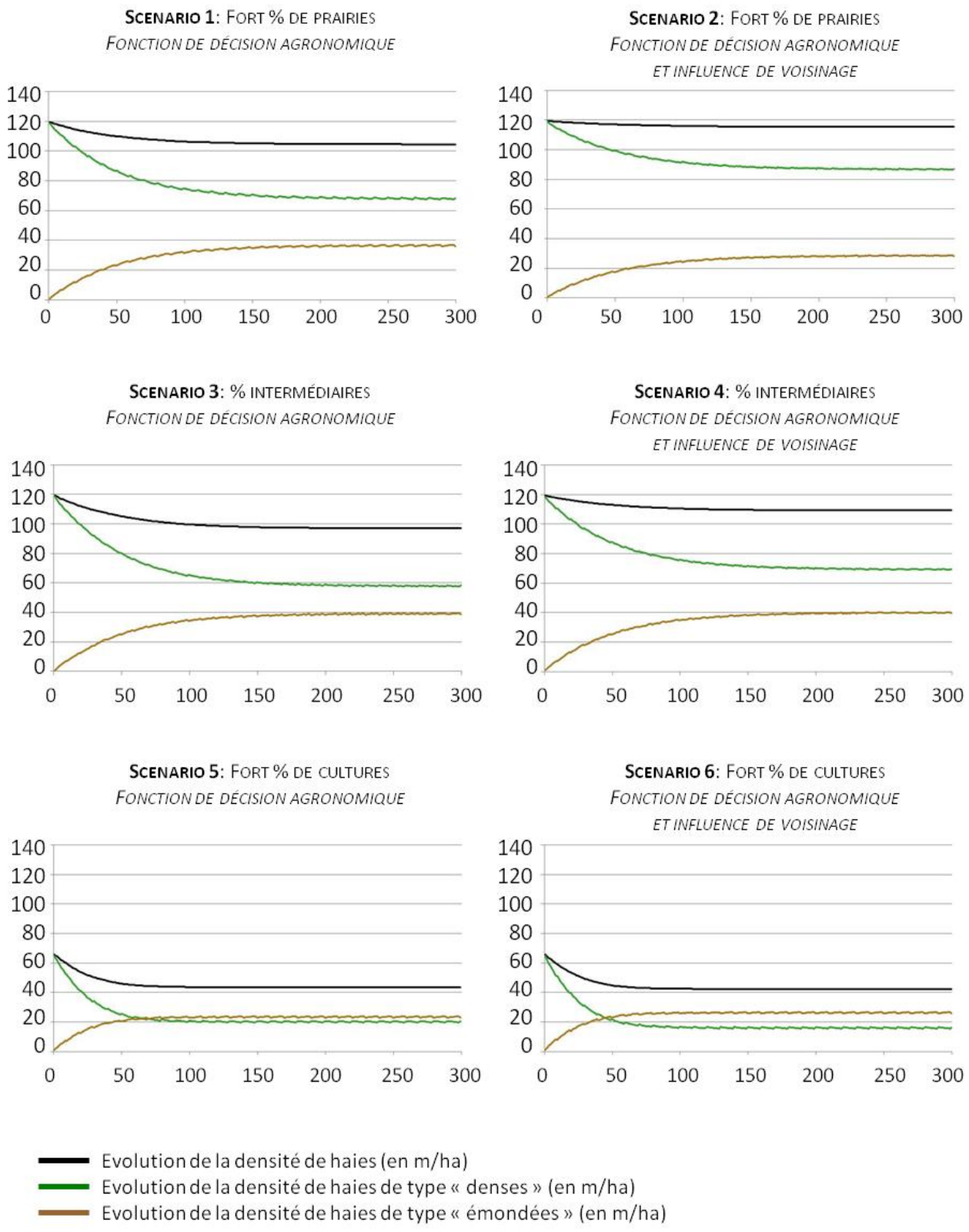


Figure 8.8 – Analyse de l'évolution de la densité de haies (densité totale et par type de haies) selon les six scénarios.

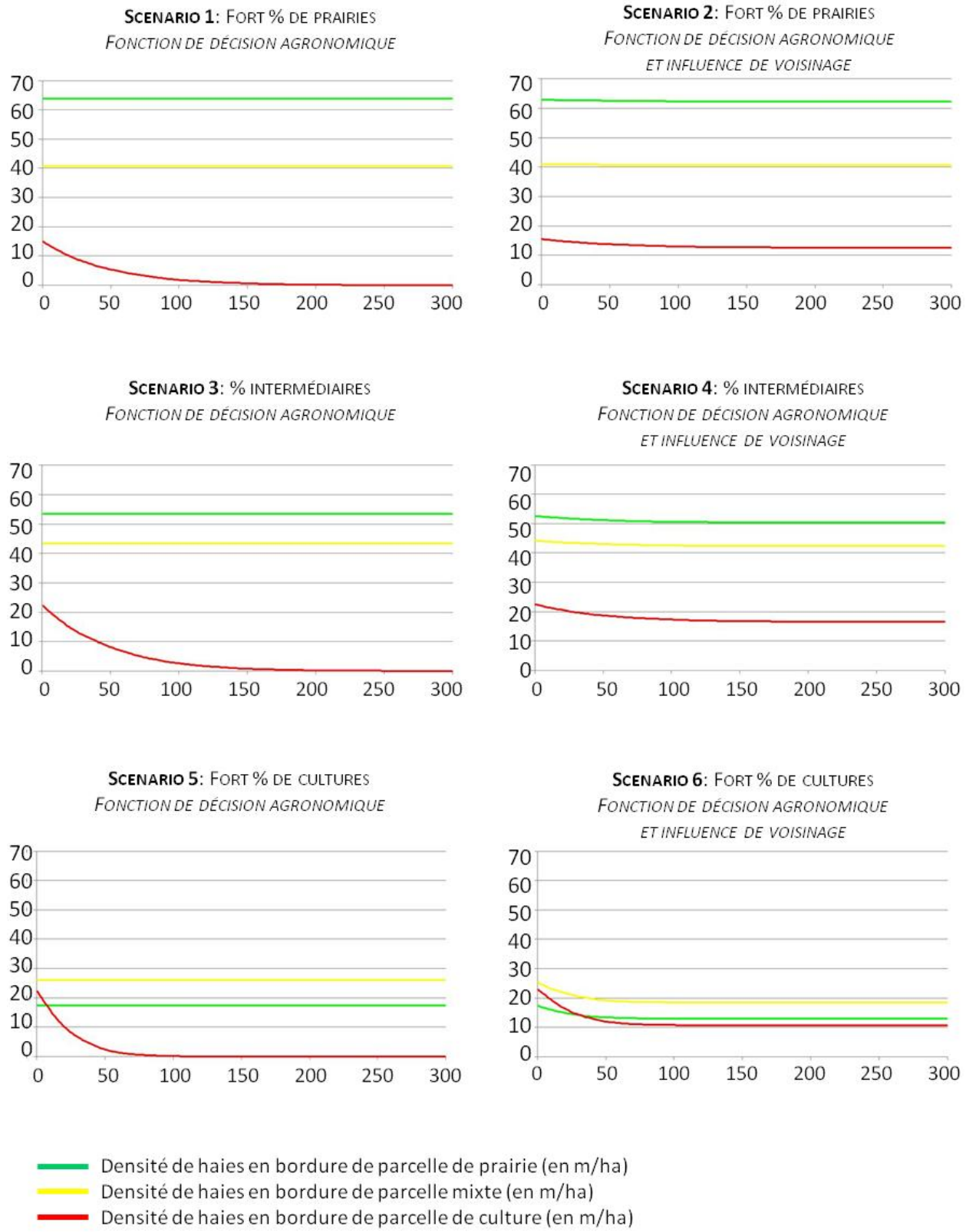


Figure 8.9 – Analyse de l'évolution de la densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol des parcelles auxquelles elles appartiennent (parcelles toujours en prairie, parcelles mixtes, parcelles toujours en culture), pour les six scénarios définis.

8.2.2. Analyse de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires

Il s'agit ici d'appréhender le paysage selon son niveau de fragmentation. Rappelons que la mesure de la fragmentation dans ce modèle est appréhendée selon le nombre d'îlots de parcelles présents, un îlot correspondant à une continuité de parcelles de même type de succession d'occupation du sol. On considère que la fragmentation du paysage a une influence sur les pratiques agricoles effectuées sur les haies. En outre, plus la fragmentation est importante (plus il y a d'îlots) et plus l'évolution du réseau de haies est difficile à prédire ; au contraire, plus les parcelles d'un même type sont agglomérées, plus le paysage est uniforme et plus le type de pratique et l'évolution du réseau sera facile à appréhender *a priori*. Nous proposons d'analyser l'influence de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires sur la mise en place de pratiques agricoles et l'évolution du réseau de haies à travers l'évaluation du niveau de fragmentation des paysages simulés.

Les analyses sont présentées par type de paysage simulé (sites A, B et C de Pleine-Fougères). A chaque paysage simulé correspondent deux scénarios de cinquante simulations (scénarios 1 et 2 pour le site A, 3 et 4 pour le site B, 5 et 6 pour le site C). Les résultats sont présentés à travers l'analyse d'un échantillon de 100 configurations par paysage simulé. Le nombre d'îlots parcellaires varie selon le type de paysage simulé et pour un même paysage, selon l'attribution spatiale aléatoire des types de succession d'occupation du sol.

Pour les scénarios 1 et 2, le nombre d'îlots de parcelles varie entre 91 et 144 selon les configurations (Tableau 8.3 et Figure 8.10). La médiane et la moyenne se situent entre 119 et 120 îlots parcellaires. Pour les scénarios 3 et 4, le nombre d'îlots de parcelles varie entre 113 et 173, la médiane est de 141 îlots et la moyenne est de 142.4. Enfin pour les scénarios 5 et 6, le nombre d'îlots de parcelles varie entre 133 et 193, la médiane est de 158.5 et la moyenne est de 159 îlots. On observe que plus les proportions de types de succession d'occupation du sol sont équivalentes (autour de 33% chacune), plus le nombre d'îlots augmente dans le paysage et plus le paysage est considéré comme fragmenté. C'est le cas des scénarios 5 et 6 qui comportent 26% de parcelles toujours en prairie, 39% de parcelles mixtes et 35% de parcelles toujours en culture et qui possède le plus grand nombre d'îlots de parcelles, soit 159 en moyenne. A l'inverse, plus le paysage est uniforme, plus le nombre d'îlots parcellaire est réduit et plus la fragmentation est faible. C'est le cas des scénarios 1 et 2 qui sont composés de 53% de parcelles toujours en prairie, 34% de parcelles mixtes et 13% de parcelles toujours en cultures et qui comptent le plus faible nombre d'îlots de parcelles, soit 119.8 en moyenne.

Pour les scénarios 1 et 2, on observe que le nombre d'îlots parcellaire varie beaucoup selon le type de succession d'occupation du sol (Tableau 8.3 et Figure 8.10). Les îlots de parcelles toujours en prairie varient de 7 à 37 îlots selon les configurations. La moyenne est de 23.6 et la médiane de 22 îlots de parcelles. Ce sont les îlots de parcelles mixtes qui sont le plus nombreux, entre 39 et 69 selon les configurations. La moyenne et la médiane sont de 54 îlots de parcelles mixtes. Spatialement, les scénarios 1 et 2 sont dominés par une proportion de parcelles toujours en prairie qui forment de très grands îlots (donc moins nombreux) et parsemés de petits îlots de parcelles mixtes ou toujours en culture.

Tableau 8.3 – Statistiques descriptives de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires selon les paysages simulés (Îlot P. : toujours en prairie ; Îlots M. : mixte ; Îlots C. : toujours en culture).

	Scénarios 1 et 2 Fort % de prairies				**Scénarios 3 et 4 % intermédiaires**				**Scénarios 5 et 6 Fort % de cultures**			
	Total îlots	Îlots P.	Îlots M.	Îlots C.	**Total îlots**	Îlots P.	Îlots M.	Îlots C.	**Total îlots**	Îlots P.	Îlots M.	Îlots C.
Min	**91**	7	39	32	**113**	23	33	41	**133**	41	35	37
Max	**144**	37	69	52	**173**	57	66	63	**193**	69	64	67
1er Quartile	**111**	19	51	38.7	**133**	34	46.7	48	**152**	54	44	49.7
Médiane	**119.5**	22	54	42	**141**	39	52	52	**158.5**	58	49	53
3ème Quartile	**128**	30	58	46	**151**	46	55	55	**166.2**	60	54	56.2
Moyenne	**119.8**	23.6	54	42.2	**142.4**	39.8	50.7	51.8	**159**	56.9	49.2	52.9
Variance	**130.6**	41.5	33.3	23.5	**145.2**	56.2	43.3	22.9	**128.2**	24.6	44.6	29.2
Ecart-type	**11.4**	6.4	5.7	4.8	**12**	7.5	6.5	4.8	**11.3**	4.9	6.7	5.5

Pour les scénarios 3 et 4 ainsi que les scénarios 5 et 6, le nombre total d'îlots parcellaire est plus important (notamment pour les scénarios 5 et 6). La répartition statistique des îlots selon le type de succession d'occupation du sol est globalement équivalente pour ces quatre scénarios. Pour les scénarios 3 et 4, le nombre d'îlots de parcelles toujours en prairie est plus faible que le nombre d'îlots de parcelles mixtes ou toujours en culture. Cela est du à la proportion de parcelles toujours en prairie, qui est importante pour ces deux scénarios (44%). Spatialement, les parcelles toujours en prairies forment de grands îlots dans le paysage, ils sont donc moins nombreux car les parcelles sont plus regroupées. Pour les scénarios 5 et 6, le nombre d'îlots de parcelles, quel que soit le type de succession d'occupation du sol, est similaire. Spatialement, les scénarios 5 et 6 sont représentés par une plus forte proportion de parcelles mixtes ou toujours en culture (respectivement 39% et 35%) et une proportion plus faible de parcelles toujours en prairie (26%). Pour obtenir un nombre d'îlots équivalent pour chaque type de succession d'occupation du sol, les parcelles toujours en prairies doivent être isolées entre des îlots de parcelles mixtes ou toujours en culture.

L'analyse quantitative de la variabilité du nombre d'îlots de parcelles selon les scénarios permet d'appréhender indirectement la répartition spatiale des types de succession d'occupation du sol au sein des paysages simulés. La représentation cartographique de cette variabilité (Figure 8.11) montre que : 1- plus le paysage est dominé par un type de succession d'occupation du sol, plus les pratiques sont semblables. Dans des configurations à dominante prairiale, la pratique de maintien des haies denses est la plus représentée ; tandis que dans des configurations dominées par les parcelles mixtes ou toujours en culture, l'émondage et l'arasement des haies sont les pratiques dominantes ; 2- plus le paysage est fragmenté (grand nombre d'îlots de parcelles) et plus l'influence du voisinage de l'agent « agriculteur » est difficile à appréhender *a priori*. En effet dans cette configuration il est difficile de prédire quelle sera la pratique agricole la plus représentée et quel sera l'état du réseau de haies à la fin de la simulation.

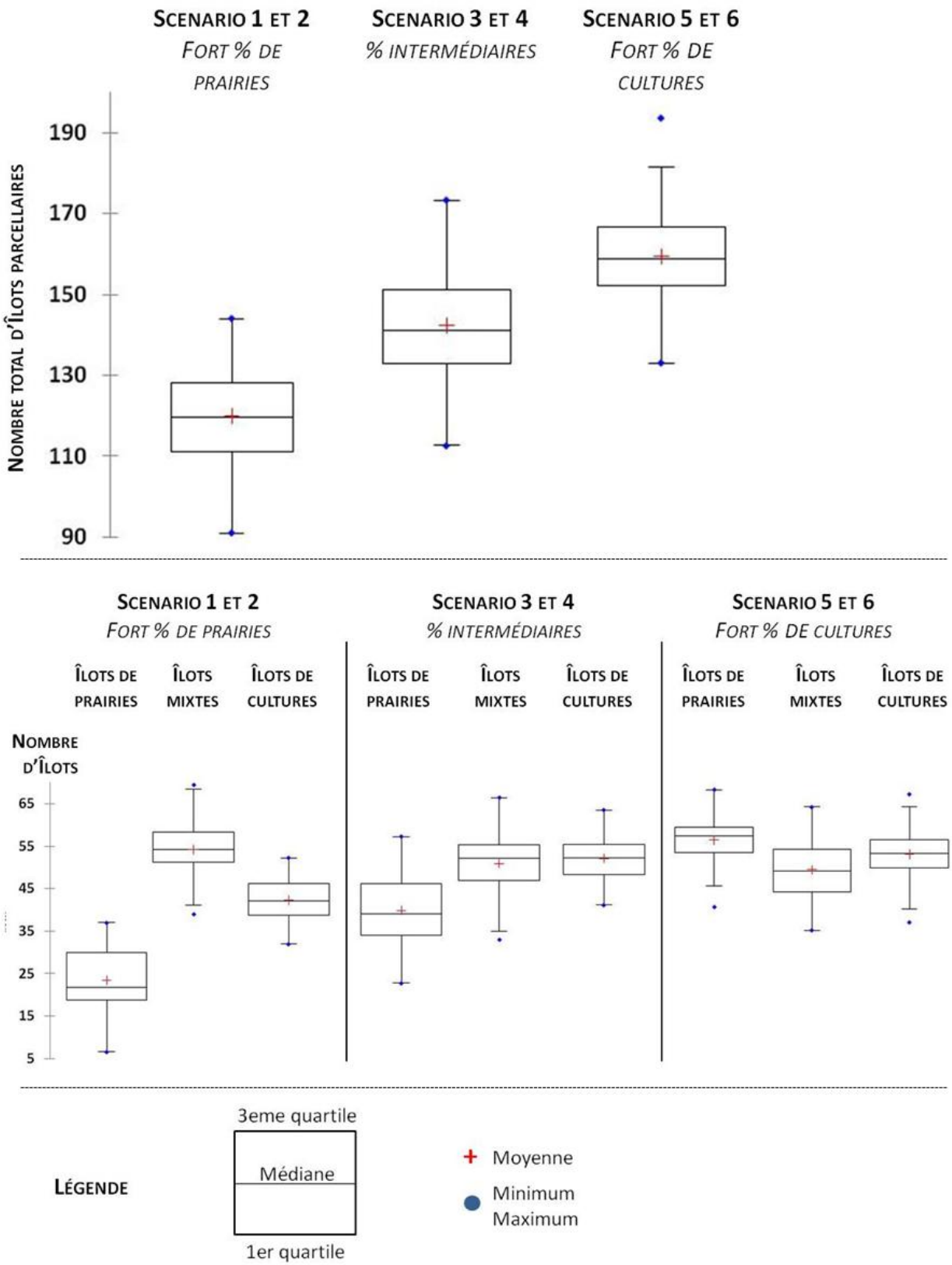


Figure 8.10 – Variabilité du nombre d'îlots parcellaires selon le type de paysage simulé : en haut, nombre total d'îlots parcellaires ; en bas, par type d'îlots parcellaires. Chaque boîte à moustaches est calculée à partir de 100 simulations.

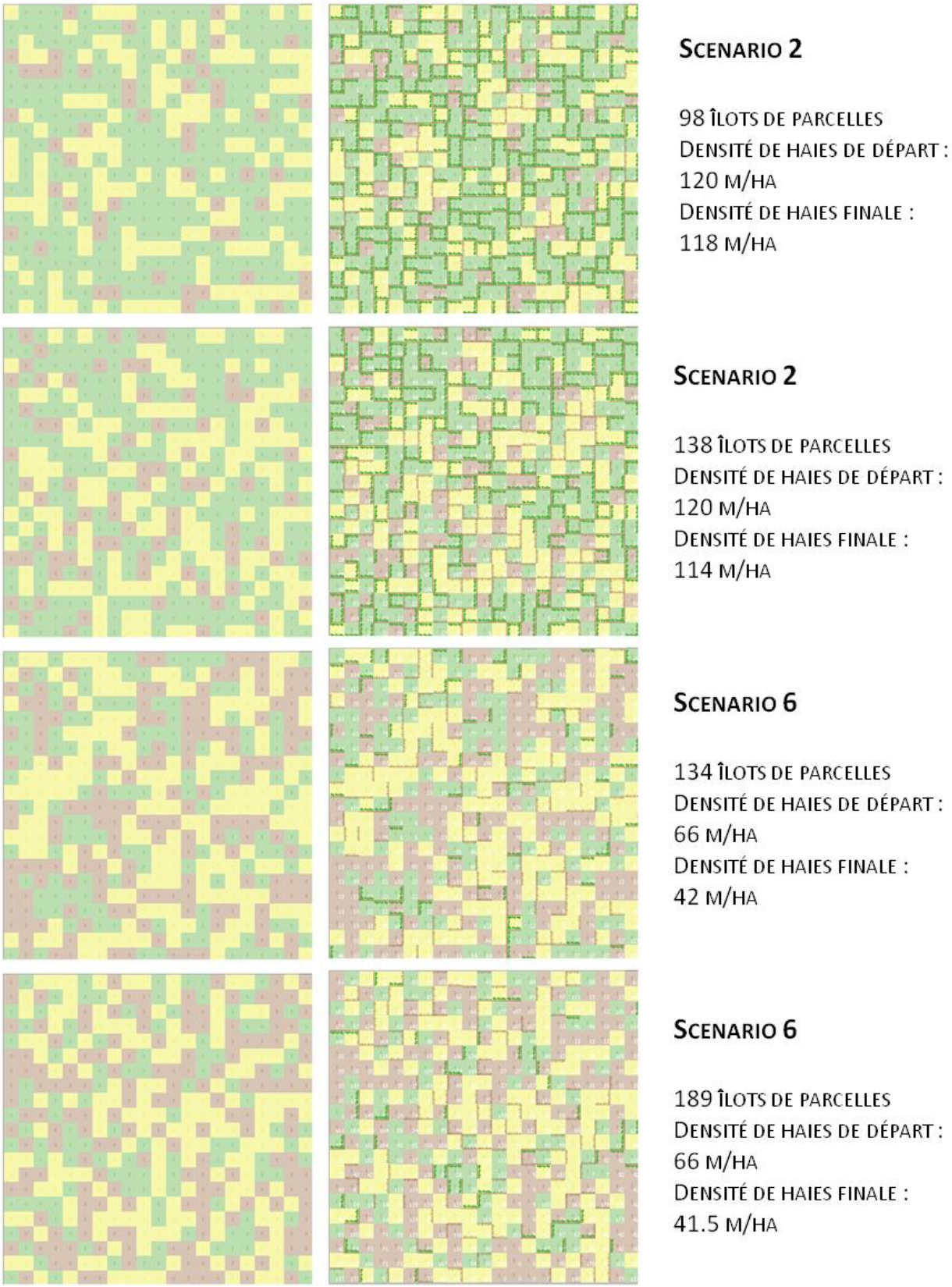


Figure 8.11 – Représentation de la variabilité du nombre d'îlots parcellaires sur l'interface graphique de DySPATSH. A gauche, l'interface représente uniquement les parcelles du paysage simulé ; à droite l'interface représente le paysage (parcelles + haies) en fin de simulation. Les quatre exemples ont été choisis pour représenter les configurations au nombre minimal et maximal d'îlots de parcelles pour les scénarios 2 et 6.

8.2.3. Analyse de l'impact de la fragmentation du paysage sur l'évolution des haies

Les analyses sont présentées par scénario. Pour un scénario, deux simulations ont été retenues, celles qui présentent le nombre maximal et minimal d'îlots de parcelles (Tableau 8.4). L'objectif est d'évaluer la variabilité des résultats selon la fragmentation du paysage et donc de déterminer la sensibilité du modèle à différentes configurations paysagères.

Tableau 8.4 – Nombre minimum et maximum d'îlots de parcelles par scénario.

Scénario	Nombre minimum d'îlots	Nombre maximum d'îlots
1	91	144
2	98	138
3	113	173
4	120	165
5	133	193
6	134	189

Pour le scénario 1, quel que soit le nombre d'îlots de parcelles dans le paysage, les résultats restent les mêmes aussi bien en ce qui concerne la densité totale de haies, que la densité de haies émondées ou denses (Figure 8.12), de même pour la densité de haies par type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance (Figure 8.13). Dans cette configuration, le nombre d'îlots de parcelles n'influence pas les résultats de l'évolution du réseau de haies.

Pour le scénario 2, les différences entre la simulation avec 138 îlots de parcelles et 98 ne sont pas très marquées. On note tout de même qu'avec un plus grand nombre d'îlots parcellaires, la densité de haies est inférieure à celle d'un paysage moins fragmenté. La densité de haies émondées est inférieure dans la configuration comportant le plus grand nombre d'îlots à celle simulée dans la configuration en comportant un plus petit nombre (respectivement 23.5 m/ha et 32.5 m/ha). La densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol de la parcelle d'appartenance varie peu selon le nombre d'îlots de parcelles. Seules les haies en bordure de parcelles mixtes varient entre 40.5 m/ha pour la simulation comportant un minimum d'îlots et 33.5 m/ha pour la simulation en comportant un maximum. Cela signifie que dans la configuration où le nombre d'îlots est maximal (138), les parcelles mixtes sont très dispersées dans le paysage, les îlots de parcelles mixtes correspondent le plus souvent à des parcelles isolées ou à un petit nombre de parcelles groupées. Leur influence est plus faible que dans le cas où le paysage comporte moins d'îlots de parcelles. Cela se traduit par une densité de haies émondées moins importante.

Pour le scénario 3, quel que soit le nombre d'îlots de parcelles dans le paysage, les résultats restent sensiblement les mêmes.

Pour le scénario 4, des différences existent entre la simulation avec 165 îlots de parcelles et 120. La densité totale de haies dans le premier cas, à la fin de la simulation, est de 114.7 m/ha, dans le second cas elle est de 105.4 m/ha. Cette différence se retrouve principalement sur la densité de haies émondées, plus importante lorsque le nombre d'îlots de parcelles est maximal (47.8 m/ha), que lorsqu'il est minimal (36.5 m/ha). De même, les haies en bordure de parcelles mixtes sont plus représentées lorsque le nombre d'îlots de parcelles est maximal (47.8 m/ha) que lorsqu'il est minimal (40.1 m/ha). On observe que plus le nombre d'îlots de parcelles est élevé, plus la différence entre la

densité de haies en bordure de parcelles toujours en prairie ou de parcelles mixte est faible. L'augmentation du nombre d'îlots de parcelles compense la plus faible proportion de parcelles mixtes dans le paysage.

Pour les scénarios 5 et 6, quel que soit le nombre d'îlots de parcelles dans le paysage, les résultats restent sensiblement les mêmes. Plus le nombre d'îlots de parcelles est élevé et plus la densité de haies sera importante (respectivement 44.4 m/ha et 41.5 m/ha) et inversement avec un nombre d'îlots minimal (respectivement 39.9 m/ha et 37.6 m/ha).

Dans certaines configurations de paysage, le nombre d'îlots de parcelles n'influence pas les résultats de l'évolution du réseau de haies (scénarios 1, 3, 5 et 6). Pour les scénarios 1, 3 et 5, la règle de décision du choix des pratiques est la règle « agronomique ». Seul le niveau parcellaire est pris en compte dans le choix des agents « agriculteurs » d'effectuer une pratique de gestion de leurs haies. Pour les scénarios 2, 4 et 6, la règle de décision « agronomique » est couplée à l'influence du voisinage pour le choix de la pratique. On observe dans ce cas que le nombre d'îlot a un impact plus important sur le choix de la pratique des agents. Lorsqu'un type de succession d'occupation du sol domine dans le paysage (la prairie dans le scénario 2), la variation du nombre d'îlots n'a qu'un impact limité sur la variation des résultats. Dans le cas où les proportions de type de succession d'occupation du sol sont plus équilibrées dans le paysage (scénarios 3 et 4), la variation du nombre d'îlots a un impact plus important sur la variation des résultats du scénario 4 (prenant en compte l'influence du voisinage). Pour les scénarios 5 et 6, les résultats varient peu quels que soient le nombre d'îlots de parcelles. Cela s'explique par la plus faible densité de haies dans ces simulations au départ (66 m/ha). Les différences sont donc moins marquées. On note alors que le modèle ne produit pas de grandes variations du nombre d'îlots de parcelles d'une simulation à l'autre. La répartition spatiale aléatoire produit des paysages comparables les uns aux autres. Cependant, lorsque les écarts du nombre d'îlots sont marqués, les résultats peuvent évoluer sensiblement.

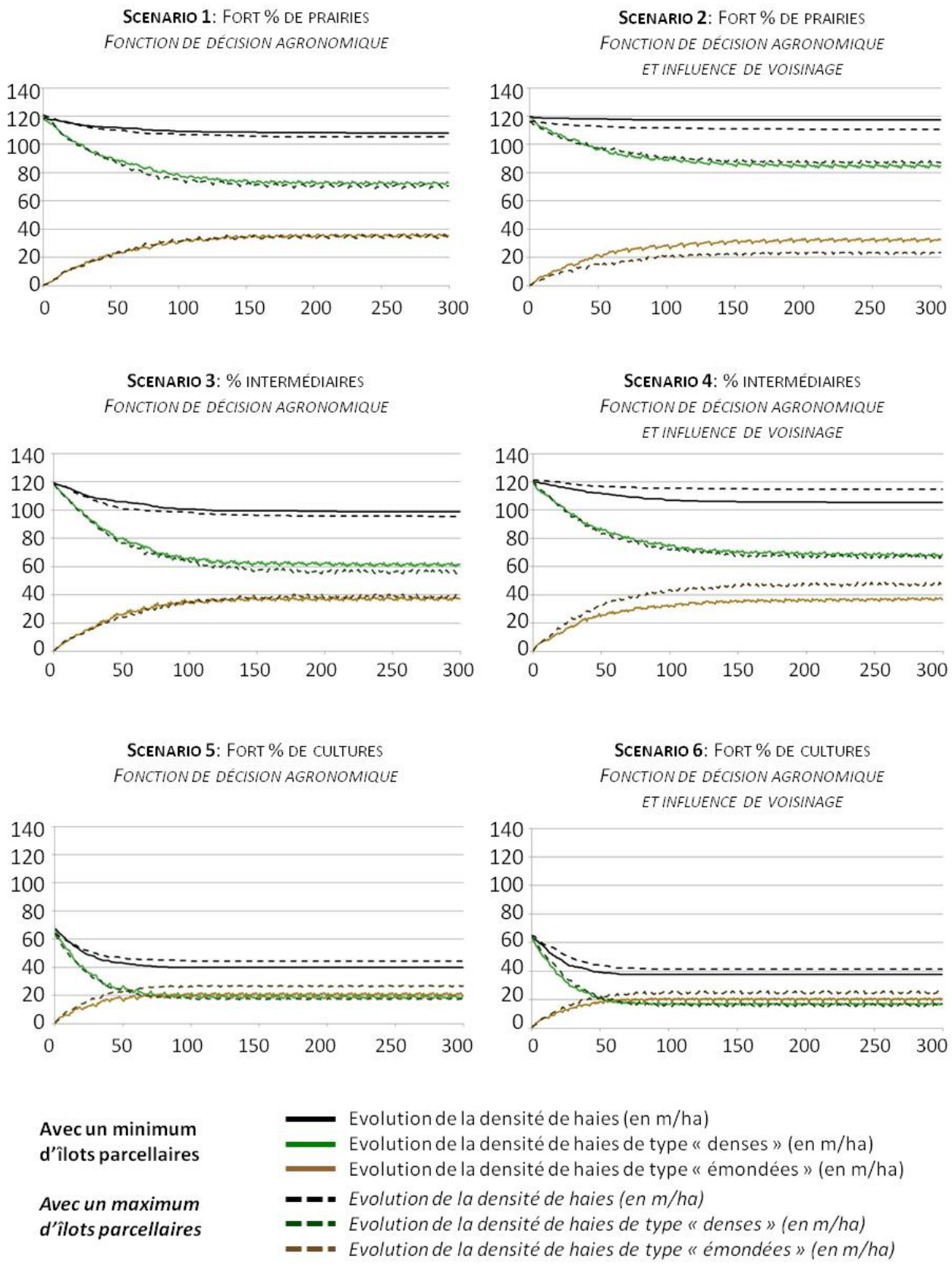


Figure 8.12 - Analyse de l'évolution de la densité de haies (densité totale et par type de haies) selon le nombre maximal et minimal d'îlots de parcelles des six scénarios.

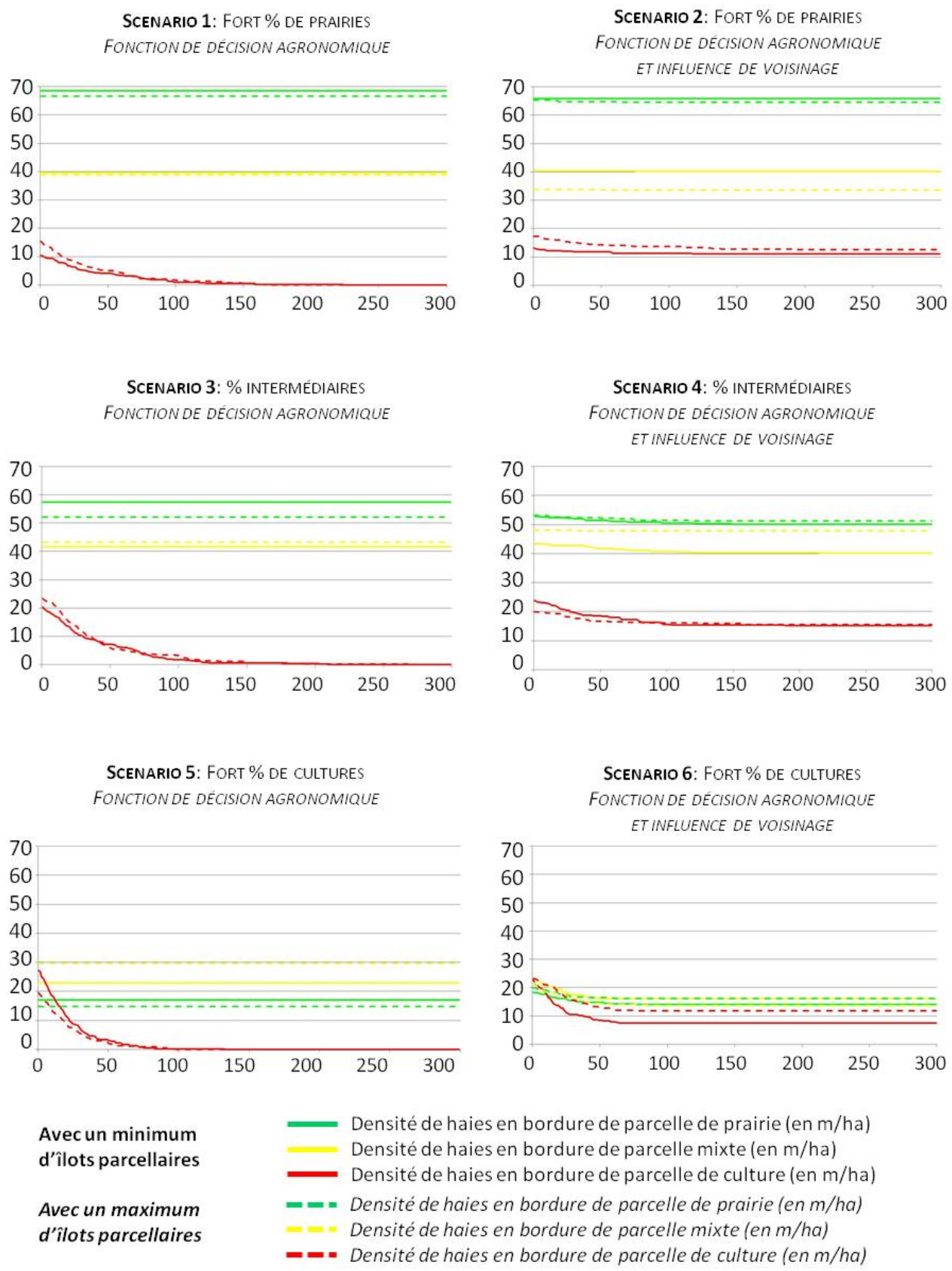


Figure 8.13 – Analyse de l'évolution de la densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol des parcelles auxquelles elles appartiennent (toujours en prairie, mixtes, toujours en culture) et selon le nombre maximal et minimal d'îlots de parcelles des six scénarios.

8.3. Discussion

Choix des scénarios testés

Les scénarios ont été choisis afin de tester l'influence des pratiques agricoles sur la dynamique d'évolution du paysage. Pour cela, nous avons choisi de simuler les configurations paysagères des sites A, B et C de Pleine-Fougères. Les éléments du paysage observés et retranscrits à l'initialisation du modèle sont :

- l'occupation du sol : le modèle permet de prendre en compte la dynamique temporelle des successions de prairies et de culture. Les trois types de dynamique temporelle de l'occupation du sol (parcelles toujours en prairie, mixte, ou toujours en culture) proviennent des observations effectuées sur le site de Pleine-Fougères. Graphiquement, lors de la simulation du modèle, les unités spatiales (parcelles) ne changent pas, ce qui permet de mieux repérer les changements relatifs aux haies.
- le réseau de haies : il est mis en place à l'initialisation de la simulation. Le choix de la densité simulée provient de la densité observée. Le modélisateur choisit la densité de haies souhaitée dans le paysage (entre 0 m/ha et 200 m/ha).

Le modèle DySPATSH permet de reproduire un grand nombre de configurations paysagères. Seules trois configurations ont été soumises à une évaluation dans ce chapitre. Il semble intéressant d'envisager l'analyse de scénarios différents selon d'autres configurations afin d'évaluer si les évolutions modélisées correspondent aux évolutions observées dans d'autres paysages bocagers.

Les grands types de succession d'occupation du sol modélisés ici sont fixés à l'initialisation et sont stables dans temps de la simulation ; cela représente une simplification. Cette simplification a semblé nécessaire afin d'aborder dans un premier temps la dynamique l'évolution des pratiques agricoles et du réseau de haies selon différentes configurations paysagères déterminées. Il serait intéressant d'envisager d'introduire une seconde dynamique, celle des successions d'occupation du sol, afin d'évaluer l'impact de ces changements sur l'évolution du réseau de haies.

Analyse de la sensibilité du modèle à partir des scénarios testés

L'analyse de l'évolution du réseau de haies montre que pour chaque scénario testé, la tendance d'évolution reste la même. On observe tout d'abord une diminution de la densité totale de haies, une diminution de la densité de haies maintenues denses au profit d'une augmentation de la densité de haies émondées. Chaque simulation connait cette phase intermédiaire entre l'initialisation et la stabilisation du modèle, qui s'effectue sur une centaine d'itérations. Lors de cette phase la tendance est toujours la même ; elle est plus ou moins importante selon les simulations.

L'analyse des scénarios deux à deux, selon les paysages simulés, montre que les règles de décision implémentées ont un effet différent sur l'évolution de la densité de haies. La prise en compte de la règle « agronomique » seule (scénarios 1, 3 et 5) engendre la disparition totale des haies en bordure de parcelles toujours en cultures. Cette règle de décision fonctionne de manière déterministe. La prise en compte de la règle de décision « agronomique » couplée avec l'influence du voisinage permet d'atténuer les choix déterministes et de prendre en compte l'environnement dans lequel évoluent les haies avant de choisir la pratique à effectuer. L'effet cumulé de ces deux règles de décision (« agronomique » et « voisinage ») propose des résultats différents des simulations ne

prenant en compte que la règle « agronomique ». On a bien la possibilité d'avoir deux dynamiques différentes d'évolution des haies.

L'analyse des scénarios 1-2 et 3-4 permet d'évaluer l'influence des types de succession d'occupation du sol sur l'évolution du réseau de haies. En effet, pour les scénarios 1 et 2 *(3 et 4)*, les proportions de succession d'occupation du sol sont de 53% *(44%)* de parcelles toujours en prairie, 34% *(37%)* de parcelles mixtes et 13% *(19%)* de parcelles toujours en culture. Pour ces quatre scénarios, la densité de haies à l'initialisation est de 120 m/ha. Les résultats montrent que, pour deux scénarios, à règle de décision et à densité de haies identique, la diminution de la densité de haies est plus forte lorsque les proportions de parcelles mixtes et de culture sont plus fortes et que la proportion de prairies est plus faible.

L'analyse de l'évolution de la densité de haies selon le nombre d'îlots parcellaires dans le paysage met en avant deux éléments importants :

- le nombre d'îlots parcellaire n'a pas d'influence majeure sur l'évolution de la densité des haies. Le modèle reste stable quel que soit la répartition spatiale des parcelles au départ. Ce phénomène est important à souligner car cela montre que toutes les configurations de départ peuvent être conservées pour la simulation et que les résultats ne vont pas dépendre directement de l'arrangement spatial des parcelles et de leur type de succession d'occupation du sol. C'est plutôt la proportion des types de succession d'occupation du sol qui aura un impact important sur les résultats de la simulation ;
- le nombre d'îlots de parcelles ne fait pas fondamentalement varier les résultats mais apporte tout de même de la variabilité dans certains cas. La plus grande variabilité observée est celle de la densité des haies émondées, la tendance générale restant la même quel que soit le nombre d'îlots de parcelles. Toutefois, dans les scénarios où la règle de décision « agronomique » est couplée avec l'influence du voisinage, la variabilité de la densité des haies émondées est plus grande. Le modèle montre que la fragmentation du paysage a un impact sur l'émondage des haies.

Analyse de l'évolution des haies selon les scénarios testés

L'analyse de l'évolution des haies montre que les scénarios apportent des résultats propres à chacun et cohérents les uns par rapport aux autres. Les résultats proposés par les simulations sont également cohérents avec les résultats observés sur les sites A, B et C de Pleine-Fougères.

Les scénarios où le paysage simulé est essentiellement prairial et où la densité de haies de départ est forte (scénarios 1 et 2) donnent des résultats en fin de simulation où la densité totale de haies simulée correspond à la densité de haies observée sur le site A de Pleine-Fougères. La densité simulée est de 104 m/ha pour le scénario 1 et 115.4 m/ha pour le scénario 2, la densité de haies observée sur le site A est de 115 m/ha. De même, pour les scénarios où le paysage simulé est dominé par les parcelles mixtes et toujours en culture et où la densité de haies de départ est faible (scénarios 5 et 6), les résultats en fin de simulation correspondent à la densité des haies observée sur le site C de Pleine-Fougères. La densité simulée est de 43.5 m/ha pour le scénario 5 et 42.3 m/ha pour le scénario 6, la densité de haies observée sur le site C de Pleine-Fougères est de 44 m/ha.

Le pourcentage de haies émondées est également bien retranscrite par le modèle pour les scénarios simulant les sites A et B de Pleine-Fougères (scénarios 1 à 4). Le pourcentage de haies émondées simulées par le scénario 1 est de 34.6 %, le pourcentage observé est de 39.3% sur le site A ; les pourcentages de haies émondées simulées par les scénarios 3 et 4 sont respectivement de 39.8% et 36.9%, le pourcentage observé sur le site B est de 39.6%. Pour les scénarios 5 et 6 en revanche, les pourcentages de haies émondées simulées sont très supérieurs au pourcentage observé sur le site C. On peut supposer que sur ce site d'étude, la logique d'émondage n'est donc pas directement liée aux successions culturales de la parcelle et à son environnement.

Analyse des indicateurs de sortie de modèle

Les indicateurs de sortie du modèle se basent d'une part sur les paramètres d'initialisation du modèle et d'autre part sur l'évolution de ces paramètres lors de la simulation.

Le nombre d'îlots de parcelles est calculé à l'initialisation et dépend de la répartition spatiale des parcelles au départ. Cet indicateur nous renseigne sur le niveau d'agrégation des parcelles semblables entre elles. Il renseigne également sur le nombre d'îlots par type de succession d'occupation du sol. Connaissant les proportions de chaque type de succession et le nombre total de parcelles, il est possible d'apprécier le niveau de fragmentation du paysage. Cependant, cet indicateur peut être amélioré par un complément d'information sur la taille moyenne, minimum et maximum des îlots de chaque type de parcelles par exemple. On peut également envisager de compléter l'approche de la mesure de la fragmentation par l'ajout d'indicateurs comme l'indice de Shannon par exemple (O'Neill *et al.*, 1988 ; Burel, Baudry, 2003 ; Parker, Meretsky, 2004).

Les indicateurs d'évolution de la densité de haies (densité totale, densité de haies maintenues denses, densité de haies émondées, de haies en bordure de parcelles toujours en prairie, culture ou mixte) permettent de suivre toutes les évolutions qui ont lieu au cours de la simulation et de les caractériser. Cependant, ces indicateurs ne permettent pas de spatialiser ces informations. Il serait intéressant d'ajouter à ces indicateurs de sortie de modèle une cartographie du paysage simulé. D'autres indicateurs de sortie de modèle seront intéressants à implémenter et analyser dans un futur proche : une analyse de la continuité du réseau de haies (à l'initialisation et au cours de la simulation) ; une analyse du degré d'ouverture/fermeture du paysage (cf. Chapitre 5, § 5.2.) ; l'évaluation de la production de bois du paysage simulé (Lotfi, 2008).

Analyse des règles de décisions du modèle

Trois règles de décision ont été testées dans les six scénarios : 1- la règle de décision « agronomique » ; 2- l'influence du voisinage dans le choix d'une pratique agricole ; 3- le diagnostic du territoire.

La règle de décision de base est la règle « agronomique ». Elle simule le choix de la pratique effectuée par l'agriculteur selon un type de comportement déterminé au départ et qui n'évolue pas. Celui-ci détermine le type de succession d'occupation du sol de la parcelle appartenant à l'agent « agriculteur ». Cette règle de décision reproduit une stratégie de choix de pratique simple et produit des résultats de simulation cohérents avec les observations effectuées sur le site de Pleine-Fougères.

La règle « agronomique » a été couplée avec la prise en compte du voisinage de l'agent « agriculteur » pour le choix de la pratique à effectuer. Cette règle de décision permet aux agents de modifier le type de pratique agricoles qu'il aurait du effectuer s'il n'avait pris en compte que la règle « agronomique ». Dans ce cas, il a la possibilité de choisir la pratique majoritairement présente dans son voisinage. Il adopte donc un comportement d'imitation de ses voisins (voisinage de Moore). Cette règle de décision produit des résultats intéressants. Elle permet d'atténuer des effets locaux et d'homogénéiser les pratiques agricoles dans le paysage. La prise en compte de cette influence de voisinage dans la simulation ajoute un niveau de complexité dont il est difficile de prédire les effets *a priori*.

L'entité « territoire » a été prise en compte pour les six scénarios testés. Cette règle de décision est indépendante des deux autres (« agronomique » et « voisinage »). Elle simule une politique globale de replantation. Lors des simulations, la diminution de la densité de haies n'a pas été suffisante pour que le diagnostic effectué au niveau supérieur (« territoire ») recommande la plantation de nouvelles haies. Cependant, des tests ont été effectués en dehors des scénarios présentés dans ce chapitre. Nous avons pu observer que la recommandation de replantation est effective à partir du moment où la configuration paysagère à l'initialisation comporte 50% de parcelles toujours en culture (si on considère la règle « agronomique » seule) ; et environ 45% de parcelles toujours en culture (si on considère la règle de décision incluant l'influence du voisinage), ce seuil de 45 % variant selon la répartition spatiale des îlots de parcelles dans le paysage. Afin d'évaluer l'impact d'une politique de replantation de haies pour des configurations proches des scénarios testés, les conditions de replantation doivent être adaptées ; de plus, un paramétrage plus fin de ce paramètre nécessite l'apport de données empiriques supplémentaires.

Enfin, le choix d'effectuer ou non une pratique agricole sur les haies est soumis à un tirage aléatoire d'un nombre de haies par itération. En effet, dans la réalité, on observe que seule une partie des haies est concernée par la mise en place d'une pratique chaque année. Afin de reproduire ce phénomène de répartition temporelle, seule une partie des haies a été sélectionnée à chaque pas de temps de manière aléatoire. La proportion de haies gérées chaque année reste à paramétrer plus finement ; une analyse approfondie de données de terrain sera nécessaire.

Les niveaux d'organisation des pratiques agricoles dans le modèle

Les niveaux d'organisation présents dans le modèle sont le niveau parcellaire et le niveau du territoire. Or, nous avons déterminé dans le modèle systémique que les pratiques sont organisées à différents niveaux, dont un niveau intermédiaire qu'est le niveau de l'îlot parcellaire. Dans ce modèle, le niveau de l'îlot n'apparaît pas comme un niveau de décision, il est appréhendé au moment de l'analyse des résultats comme un niveau d'explication de la mise en place de pratiques pour caractériser une situation initiale. En effet, les îlots de parcelles nous ont permis de déterminer un niveau de fragmentation du paysage. Ils constituent ici un niveau d'analyse et non un niveau de décision.

Il semblerait intéressant de prendre en compte ce niveau d'organisation dans le choix de la mise en place de pratiques par les agents. De même, il semblerait intéressant de pouvoir complexifier le modèle par l'attribution d'une exploitation agricole composée de plusieurs parcelles à un même agent.

CONCLUSION

Le modèle proposé a permis d'analyser comment les pratiques agricoles effectuées sur les haies ont une influence sur la dynamique du paysage d'une part et de déterminer l'importance de décisions prises au niveau local sur l'évolution du réseau de haies à une échelle supérieure, d'autre part. Le modèle DySPATSH a permis de simuler différentes configurations paysagères proches de configurations observées dans des sites expérimentaux. Toutefois, il semble intéressant de développer ce modèle aussi bien d'un point de vue technique (indicateurs de sortie, ajout d'une dimension « réalité » en insérant des données SIG par exemple) que d'un point de vue théorique, afin qu'il puisse répondre plus largement aux questions portées par les sciences environnementales sur la structure et la dynamique des paysages bocagers.

Ce travail a bénéficié de recherches effectuées dans le cadre de l'école thématique du CNRS MAPS, membre du RNSC (Réseau National des Systèmes Complexes - Modélisation multi-agents Appliquée aux Phénomènes Spatialisés ; http://maps.csregistry.org/tiki-index.php).

Une valorisation scientifique est en cours :

Caillault S., Mialhe F., **Vannier C.**, Delmotte S., Kedowide C., Amblard F., Etienne M., Becu N., Gautreau P., Houet T., 2011: "Nonlinear cumulative influence of incentive networks on landscape changes: A simple agent-based simulation approach", *Environmental Modeling and Software*, *en révision.*

CONCLUSION

DE LA TROISIEME PARTIE

L'analyse de la répartition spatiale des types de haies et des types de successions d'occupation du sol a permis de dégager des patrons d'organisation du paysage. Les observations effectuées par télédétection sur le site d'étude de Pleine-Fougères dans la deuxième partie ont fait ressortir trois grands types de haies déterminés selon leur emprise spatiale (taches de canopées supérieure à 25 mètres, entre 10 et 25 mètres, inférieur à 10 mètres). Les cartes annuelles d'occupation du sol de la période 2000-2009 ont permis d'identifier cinq grands types de successions culturales : les parcelles toujours en prairie, à dominante prairiale, mixte, à dominante culturale et toujours en culture. L'analyse de l'organisation spatiale de ces types de succession dans le paysage agricole a montré que cette dernière est différente selon que l'on considère le niveau d'organisation de la parcelle agricole ou celui de l'îlot parcellaire. Au niveau parcellaire, il ressort de ces analyses une logique d'agglomération spatiale des parcelles semblables entre elles, formant des patches dans le paysage, tandis qu'au niveau des îlots parcellaires, l'organisation spatiale est plus homogène. Lorsque l'on considère à la fois les types de succession d'occupation du sol au niveau parcellaire et les types de haies, on observe également des organisations spatiales particulières, les haies boisées les plus denses étant concentrées au sein de groupes de parcelles de prairies de longue durée tandis que les haies les plus fines sont situées en bordure des parcelles cultivées.

Ces analyses ont permis de déterminer les patrons d'organisation des éléments de structure paysagère qui ont servi à déterminer la base des scénarios du modèle multi-agent DySPATSH. Ce modèle a permis de simuler le paysage agricole bocager selon deux niveaux d'organisation définis lors de l'analyse systémique de l'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles (le niveau de la parcelle et du territoire). Les scénarios testés ont permis de reproduire les pourcentages des types de successions d'occupation du sol présents sur les sites A, B et C de Pleine-Fougères, ainsi que les différentes densités de haies présentes (variant selon les sites, d'un paysage fermé au bocage dense à un paysage ouvert au bocage lâche), ce qui permet de valider le modèle. Le modèle a permis de montrer comment les niveaux d'organisation des pratiques agricoles effectuées sur le réseau de haies peuvent influencer sensiblement la dynamique du paysage. L'analyse des scénarios effectués au niveau fin de la parcelle montre une évolution du réseau de haie différente selon la stratégie de choix de pratique considérée par les agents, l'influence du voisinage (le comportement par imitation) permettant d'atténuer l'influence des choix déterministes pris par les agents avec la seule règle « agronomique ».

Cette première approche de la modélisation des pratiques agricoles par un système multi-agents ouvre de nombreuses perspectives. Il serait intéressant de le développer du point de vue technique afin de renforcer la qualité des indicateurs de sortie par exemple pour analyser de manière plus précise l'influence de la fragmentation du paysage sur la mise en place de pratiques agricoles et de l'impact de la fragmentation sur les continuités boisées. Ce modèle offre également des

perspectives d'amélioration tant au niveau des règles de décision proposées que du réalisme du territoire simulé. Il semblerait intéressant de pouvoir complexifier le modèle par l'attribution d'une exploitation agricole composée de plusieurs parcelles à un même agent, par l'ajout d'un niveau d'organisation intermédiaire, de diversité dans les comportements des agents et par la confrontation de réelles données sur l'occupation du sol et sur l'évolution des haies, ces dernières permettant également de valider plus précisément le modèle. Enfin, les règles de décision actuellement présentes dans le modèle DySPATSH pourraient être affinées. Un des avantages non négligeable de ce modèle réside en effet dans sa capacité à pouvoir s'adapter facilement à toutes les configurations paysagères souhaitées et à pouvoir moduler facilement et rapidement le contenu des règles de fonctionnement des pratiques agricoles.

CONCLUSION GENERALE

Les pratiques agricoles associées au réseau bocager ont été étudiées dans cette thèse selon une démarche multi-niveaux et multiscalaire, tant pour les analyser, les observer, que pour les modéliser.

L'étude des pratiques agricoles associées au réseau bocager a été effectuée à travers l'analyse de la littérature scientifique et d'une analyse systémique. L'analyse de l'état de l'art a montré l'importance de la dimension spatiale dans la compréhension de l'organisation de ces pratiques. Elles sont mises en place par les agriculteurs sur leur territoire d'exploitation, ce qui, par définition, donne à ces pratiques une dimension spatiale, ce qui amène à employer l'expression « pratiques agricoles territorialisées » rencontrée dans la littérature scientifique. Ces pratiques sont organisées à différents niveaux emboîtés, du plus fin, la parcelle agricole, au plus grossier, le territoire agricole, en passant par le niveau intermédiaire de l'îlot parcellaire. Par ailleurs, l'organisation des pratiques par les agriculteurs répond à différentes contraintes internes et externes à l'exploitation agricole : le choix et la mise en place de pratiques agricoles dépendent de différents facteurs locaux tels que les logiques de production des agriculteurs, la taille de l'exploitation agricole et l'organisation du travail au sein de celle-ci, de politiques locales telles que les politiques de syndicats de bassins versants et également d'orientations agricoles et de réglementations nationales et internationales telles que les politiques des marchés agricoles, ou la Politique Agricole Commune.

Les pratiques agricoles effectuées sur les haies bocagères ont été étudiées ensuite à partir d'une approche systémique afin d'appréhender leur fonctionnement au sein du territoire agricole, et d'analyser leur différents niveaux d'organisation, les jeux d'acteurs et les liens qui régissent leur fonctionnement. Elles ont ainsi été appréhendées à partir de trois composantes indissociables et qui constituent un système : les pratiques agricoles, les acteurs et les territoires. Ces composantes sont en interaction les unes avec les autres, le territoire agricole évoluant selon les choix et les pratiques effectuées par les agriculteurs. Chaque niveau d'organisation est en lien avec ses niveaux supérieurs et inférieurs, la parcelle étant une composante de l'îlot parcellaire, elle-même composante du territoire agricole. Lorsqu'un élément évolue, cela impacte sur tout ou partie du système.

Les objectifs poursuivis dans cette thèse étaient d'étudier les pratiques agricoles effectuées sur les haies en Bretagne à travers leurs interactions avec les structures paysagères environnantes (parcelles et îlots parcellaire) et d'en modéliser le fonctionnement afin de comprendre comment elles influencent la dynamique du paysage. Nous avons pour cela :

i- observé les haies, le réseau de haies, les parcelles, et les îlots parcellaires aux échelles régionale et locale à partir d'images de télédétection aux résolutions spatiales variées ;

ii- analysé à une échelle locale la dynamique spatio-temporelle des successions culturales au niveau de la parcelle et de l'îlot parcellaire, et la répartition des types de haies selon leur densité et leur continuité ;

iii- développé un modèle multi-agents fonctionnant aux niveaux de la parcelle et du territoire pour simuler la mise en place de pratiques agricoles sur le réseau de haies, et évaluer l'impact de ces pratiques sur le paysage.

La démarche générale proposée pour observer le réseau de haies à partir de données de télédétection est originale car nous avons évalué un large panel d'images ayant des résolutions spatiales allant de 0.5 mètres à 23 mètres. Ces données ont été traitées selon une approche contextuelle orientée-objets. Les résultats obtenus montrent le potentiel de chaque type d'image pour l'identification et la caractérisation des haies et éléments de haies. Ils mettent en évidence que les images à très haute résolution spatiale permettent d'identifier le réseau de haies de manière précise (plus de 95% de mètres de linéaire est correctement extrait à partir d'une image de type KOMPSAT) et de caractériser la continuité des éléments au sein des haies. Nous avons également montré le potentiel des données LiDAR pour l'extraction et l'analyse de la forme des arbres et de la volumétrie des canopées. En développant des méthodes de traitement 3D de ces données, il devrait être possible d'en déduire très précisément les pratiques agricoles effectuées sur les haies, ainsi que leur potentiel de production de bois.

Nous avons ensuite cherché à déterminer l'information structurelle et fonctionnelle sur le réseau de haies contenue dans les cartes issues du traitement des données de télédétection. Pour cela, nous avons calculé deux métriques paysagères à partir de ces cartes et les avons confrontées à des données biologiques correspondant à deux espèces de carabes. Les résultats mettent en avant le rôle important de la notion d'échelle pour l'analyse des relations entre les données paysagères et la distribution des espèces d'une part, et l'intérêt d'utiliser conjointement des cartes provenant de données différentes pour définir la fonctionnalité des haies selon les espèces considérées, d'autre part. L'information présente sur l'ensemble des cartes produites apparaît complémentaire, les cartes grossières représentant des paysages fermés constitués de haies très denses et spatialement proches les unes des autres, tandis que les cartes les plus fines retranscrivent le degré d'ouverture du paysage de manière précise. La distribution des deux espèces de carabes a pu être expliquée par l'ensemble des cartes à des échelles différentes. Ces cartes peuvent être utilisées de façon combinées : en étudiant la structuration du réseau bocager sur de larges territoires à partir des cartes dérivées d'images satellitaires à haute résolution spatiale, il est possible de repérer des secteurs d'intérêt sur lesquels les continuités du réseau bocager peuvent être étudiées à une échelle fine à partir des cartes dérivées des images satellitaires à très haute résolution spatiale afin de mettre en évidence des patrons écologiques. Ces derniers pourront alors être extrapolés à partir des cartes dérivées d'images satellitaires à haute résolution spatiale.

L'analyse spatio-temporelle des éléments de structure paysagère (haies, parcelles, îlots parcellaires) mis en évidence par télédétection a permis de déterminer les patrons d'organisation spatiale qui structurent le paysage agricole. Dans un premier temps, nous avons proposé une méthode d'analyse de la dynamique d'occupation des sols qui a permis de caractériser les grands

types de successions culturales présents sur le site de Pleine-Fougères entre 2000 et 2009. L'organisation spatiale des successions culturales au sein du paysage agricole a été analysée à deux niveaux : la parcelle et l'îlot parcellaire. Ces analyses ont mis en avant des logiques spatiales d'organisation différentes selon le niveau considéré. Au niveau parcellaire, il ressort une logique d'agglomération spatiale des parcelles semblables entre elles, formant des patches dans le paysage, tandis qu'au niveau des îlots parcellaires, l'organisation spatiale du paysage apparaît plus homogène. Dans un deuxième temps, les liens existant entre les haies et les types de successions culturales présentes dans le voisinage proche de ces haies ont été étudiés. Pour cela, les attributs suivants ont été retenus pour qualifier les haies : présence/absence, emprise spatiale sur le territoire, émondage. Là encore, des logiques d'organisation spatiale apparaissent : on observe classiquement que les haies les plus denses et les plus larges se situent au sein de groupes de parcelles à dominante prairiales et que les haies les moins denses et les plus fines se situent au sein d'une matrice agricole majoritairement caractérisée par des successions à dominante culturale. En outre, les analyses ont également montré que cette logique spatiale est influencée d'une manière plus générale par le type de paysage agricole : dans un paysage agricole dominé par les prairies, la proportion de haies larges et denses est plus importante que dans un paysage où les cultures sont prépondérantes. La pratique de l'émonde répond à une logique spatiale différente : les haies émondées se situent dans une configuration comprenant dans leur voisinage proche pour moitié des parcelles à dominante prairiale et pour moitié des parcelles à dominante culturale. Ainsi, si l'on veut évaluer de façon précise comment s'organisent les pratiques effectuées sur les haies bocagères au sein du territoire agricole, les patrons d'organisation des pratiques agricoles doivent être appréhendés à différents niveaux, dans différentes configurations paysagères et par type de pratique agricole.

Enfin, la modélisation des pratiques agricoles a été effectuée en développant un modèle multi-agents qui permet de prendre en compte la dimension spatiale des jeux d'acteurs, le modèle DySPATSH (Dynamique Spatiale des Pratiques Agricoles Territorialisées effectuées Sur les Haies). Ce dernier a permis de montrer le potentiel de ce type de modèles pour évaluer l'influence des pratiques agricoles sur l'évolution du réseau de haies. Le modèle théorique a été élaboré à partir de l'analyse systémique des pratiques agricoles territorialisées dérivée de la littérature scientifique. Les entités (les agents et les unités spatiales considérées) définies dans le modèle et leur fonctionnement ont été structurés en fonction de deux niveaux d'organisation des pratiques agricoles déterminés précédemment, soit la parcelle et le territoire. Des simulations ont été effectuées selon plusieurs scénarios avec DySPATSH en reproduisant les configurations paysagères (successions culturales et densité de haies) des trois sous-sites de Pleine-Fougères. Les scénarios explorés avec le modèle produisent des résultats cohérents avec les structures paysagères observées sur le site de Pleine-Fougères tant au niveau de la densité totale de haies que de la densité de haies émondées, ce qui permet de le valider. Les simulations ont permis de montrer comment des décisions sur le choix des pratiques agricoles mises en place sur le réseau de haies, prises à différents niveaux d'organisation (la parcelle et le territoire), peuvent influencer sensiblement la dynamique du réseau bocager en termes de densité. Ainsi, ce modèle a permis de montrer que l'organisation spatiale du réseau de haies diffère selon que les pratiques sont effectuées au niveau de la parcelle sans considérer son environnement, ou en prenant en compte les types de comportements des agriculteurs voisins, et avec quelle intensité le réseau diffère dans ces deux cas.

Cette première approche de la modélisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies bocagères par un modèle multi-agents ouvre de nombreuses perspectives. Il semblerait intéressant d'améliorer les indicateurs d'évolution du réseau de haies ou ceux relatifs à la mesure de la fragmentation du paysage afin de pouvoir mieux appréhender le rôle de cette fragmentation sur la continuité du réseau de haies, ou encore de développer des indicateurs afin d'évaluer le potentiel de production de bois. Il semblerait également intéressant de prendre en compte le niveau de l'exploitation agricole dans le modèle, en attribuant plusieurs parcelles à un même agent et en augmentant ainsi son réalisme, afin d'évaluer le rôle de ce niveau d'organisation sur l'évolution du réseau bocager. Il serait aussi souhaitable d'améliorer le modèle en diversifiant le comportement des agents, en ajoutant d'autres règles de décisions et en affinant les règles existantes notamment celle concernant la politique de replantation de haies. Enfin, il est envisageable dans un futur proche, d'utiliser les informations dérivées des données de télédétection (HRS, THRS et LiDAR) et des données SIG, afin d'utiliser la représentation d'un paysage réel pour effectuer des simulations avec plus de réalisme et ainsi de calibrer et valider les simulations du modèle multi-agents directement avec les mesures de terrain.

La démarche méthodologique proposée dans cette thèse pour étudier les pratiques agricoles associées au réseau bocager est originale car elle mobilise différents types d'outils, à plusieurs niveaux d'organisation des pratiques, et échelles d'observation et d'analyse. Nous avons proposé de lier une réflexion basée sur l'analyse systémique du fonctionnement de pratiques agricoles territorialisées avec des outils d'observations tels que la télédétection et la modélisation du système des pratiques agricoles par un modèle multi-agents. Pour cela, nous avons travaillé sur la mise en cohérence des objets à étudier, des niveaux auxquels ils s'organisent et des échelles auxquelles il est possible de les observer et de les analyser. L'approche utilisée dans cette thèse pour étudier les pratiques agricoles associées au réseau bocager apparaît opérationnelle et reproductible. Elle peut alors être appliquée sur d'autres sites d'étude tant au niveau de l'observation, de la caractérisation, de l'analyse spatiale que de la modélisation du réseau bocager et des pratiques qui y sont associées.

BIBLIOGRAPHIE

Agreste, 2003 : *Tableaux de l'agriculture bretonne*, Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt.

Agreste, 2010 : *Résultats de l'enquête régionale sur les haies en 2008,* Agreste Bretagne, Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt, 4, 4 p.

Aguejdad R., 2009 : « Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective ; Application à une agglomération de taille moyenne : Rennes Métropole », Thèse de doctorat de Géographie, Université Rennes 2, 373 p.

Aksoy S., Akcay H.G., Wassenaar T., 2010: "Automatic Mapping of Linear Woody Vegetation Features in Agricultural Landscapes Using Very High-Resolution Imagery", *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48 (1), 511-522.

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

Amblard F., Phan D., 2006 : *Modélisation et simulation multi-agents, application pour les Sciences de l'Homme et de la Société*, éditions Hermès Science Publication, Lavoisier, Paris, 446 p.

Amblard F., Rouchier J., Bommel P., 2006 : « Evaluation et validation de modèles multi-agents », In Amblard F., Phan D., *Modélisation et simulation multi-agents, application pour les Sciences de l'Homme et de la Société*, éditions Hermès Science Publication, Lavoisier, Paris, 446 p., 103-136.

Antoine A., 2002 : *Le paysage de l'historien : Archéologie des bocages de l'Ouest de la France*, Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 340 p.

Antoine A., Marguerie D., (dir.), 2007 : *Bocages et sociétés*, Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 512 p.

Aplin P., Atkinson P.M., Curran P.J., 1999: "Fine spatial resolution simulated satellite sensor imagery for land cover mapping in the United Kingdom", *Remote Sensing of Environment*, 68, 206-216.

Aubry C., Papy F., Capillon A., 1998: "Modelling decision-making processes for annual crop management", *Agricultural systems*, 56, 45-65.

Aviron S., Burel F., Baudry J., Schermann N., 2005: "Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 205-217.

Baatz M., Schape A., **2000:** "Multiresolution Segmentation - an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation", In Strobl J., Blaschke T., Griesbner G., editeurs, Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII., Beitrage zum AGIT-Symposium Salzburg 2000, Karlsruhe, Herbert Wichmann Verlag, 12-23.

Baatz M., Benz U., Dehghani S., Heynen M., Holtje A., Hofmann P., Lingenfelder I., Mimler M., Sohlbach M., Weber M., Willhauck G., 2004: *eCognition User's Guide*.

Balmann A., 1997: "Farm-based modelling of regional structural change", *European Review of Agricultural Economies,* 25 (1), 85-108.

Bardel P., Maillard J.L., Pichard G., 2008 : *L'arbre et la haie, mémoire et avenir du bocage*, Presses Universitaires de Rennes, Ecomusée du pays de Rennes, 191p.

Barr C.J., Bunce R.G.H., Clarke R.T., Fuller R.M., Furse M.T., Gillespie M.K., Groom G.B., Hallam C.J., Howard D.C. and Ness M.J., 1993: "Countryside Survey 1990: Main Report", *Report to the Department of the Environment, Institute of Terrestrial Ecology and the Institute of Freshwater Ecology*, 2.

Barr C., Petit S. (Ed.), 2001: *Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes*, International Association for Landscape Ecology, Birmingham, UK.

Barreteau O., Bousquet F., Attonaty J.M., 2001: "Role-playing games for opening the black box of multi-agent systems: method and lessons of its application to Senegal River Valley irrigated systems", *Journal of Artificial Societies and Social Simulation,* 4 (2).

Battershill M. R. J., Gilg, A. W., 1997: "Socio-economic constraints and environmentally friendly farming in the Southwest of England", *Journal of Rural Studies,* 13, 213-228.

Baudry J., Bunce R.G.H., Burel F., 2000a: "Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management", *Journal of Environmental Management*, 60, 7-22.

Baudry J., Burel F., Thenail C., Le Coeur D., 2000b: "A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France", *Landscape and urban planning*, 50, 119-128.

Baudry J., Burel F., Aviron S., Martin M., Ouin A., Pain G., Thenail C., 2003: "Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes : do farming activities help ?", *Landscape Ecology*, 18, 303-314.

Baudry J., Jouin A., 2003 : *De la haie aux bocages : organisation, dynamique et gestion*, INRA ed., 435 p.

Beland M., Widlowski J.L., Fournier R., Cote J.F., Verstraete M., 2011: "Estimating leaf area distribution in savanna trees from terrestrial LIDAR measurements", *Agriculture and Forest Meteorology*, 151 (9), 1252-1266.

Benoît M., Deffontaines J. P., Gras F., Bienaimé E., Riela-Cosserat R., 1997 : « Agriculture et qualité de l'eau. Une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation », *Cahiers Agriculture,* 6, 97-105.

Benoît M., Papy F., 1997 : « Pratiques agricoles et qualité de l'eau sur un territoire alimentant un captage », In Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Neveu A., Papy F., *L'eau dans l'agro-écosystème*, INRA Editions, 323-338.

Benoît M., Passouant M., Thenail C., Hubert-Moy L., Dupraz P., Brassac C., Le Ber F., Mari J.F., Bockstaller C., Barrière O., King D., Le Bas C., Ruelle P., 2009 : Rapport scientifique du projet ADD-COPT (Agriculture et Développement Durable – Conception d'Observatoires de Pratiques Territorialisées), 30 p.

Benz U., Hofmann P., Willhauck G., Lingenfelder I., Heynen M., 2004: "Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58, 239-258.

Benzécri J.P., Benzécri F., 1984 : *Pratique de l'analyse des données : 1 analyse des correspondances et classification, exposé élémentaire*, Dunod, Paris, 456 p.

Berger T., 2001: "Agent-based spatial models applied to agriculture: A simulation tool for technology diffusion, resource-use changes, and policy analysis", *Agricultural Economies,* 25 (2-3), 245-60.

Birard C., 2008 : « Les corridors et la trame écologique nationale; état d'avancement des expériences et perspectives », Séminaire technique des Parcs Naturels Régionaux, Parc naturel régional des volcans d'Auvergne, 177 p.

Blaschke T., Lang S., Lorup E., Strobl J., Zeil P., 2000: "Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications", *Environmental information for planning, politics and the public*, 2 (1995), 555–570.

Blaschke T., Lang S., Möller M., 2005: "Object-based analysis of remote sensing data for landscape monitoring: recent developments", *Anais12 Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto,* Brésil, 2879-2885.

Blaschke T., Strobl J., 2001: "What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS", *GIS*, 6 (01), http://www.definiens.de/documents/articles.php.

Bonnefoy J.L., Bousquet F., Rouchier J., 2001 : « Modélisation d'une interaction individus, espace, société par les systèmes multi-agents : pâture en forêt virtuelle », *Espace Géographique*, 30 (1), 13-25.

Boulanger P.M., Bréchet T., 2005: "Models for policy-making in sustainable development: The state of the art and perspectives for research", *Ecological Economics*, 55 (3), 337-350.

Bousquet F., Gautier D., 1999 : « Comparaison de deux approches de modélisation des dynamiques spatiales par simulation multi-agents : les approches « spatiale » et « acteurs » », *Cybergéo*, article 89, 12 p.

Brandtberg T., 2007: "Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne LiDAR", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 61, 325-340.

Brunet P., 1992 : *L'atlas des paysages ruraux de France*, Editions de Monza, Paris, 200 p.

Brunet R., Grasland C., François J. C., 1997 : « La discontinuité en géographie : origines et problèmes de recherche », *Espace géographique*, 4, 297-308.

Brunet R., Ferras R., Théry H., 2005 : *Les mots de la géographie*, Reclus, Paris, 518 p.

Brunet R., Frémont A., 1972 : *La France de l'Ouest*, Larousse, Collection « Découvrir la France », Paris, Tome 1, 328 p.

Burel F., Baudry J., 1999 : *Ecologie du paysage, concepts, méthodes et applications*, Paris, Editions TEC&DOC, 359 p.

Burel F., Baudry J., 2005: "Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: the role of land use systems at various scales in time", *Ecological indicators*, 5, 305-313.

Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Coeur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G., Petit S., Thenail C., Brunel E., Lefeuvre J.C., 1998: "Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes", *Acta Oecologica*, 19(1), 47-60.

Burel F., Baudry J., Clergeau P., Constant P., Eybert M.C., 1992 : « Approches spatiales des phénomènes écologiques : échelles et hiérarchie », Bulletin écologique, 23 (1-2), 93-101.

Burel F., Butet A., Delettre Y., Ernoult A., Rantier Y., LeMoal F., Baudry J., Thenail C., Hubert-Moy L., Diquelou S., Herve-Fournereau N., Doussan I., Bodiguel L., Bonnin M., Casse M., Lecoeur D., Boussard H., Delattre T., Jambon O., Nabucet J., Vannier C., Wetton J.B., Mougey T., Valette B., Vimal R., Siorat F., Mezac A., Langlais A., 2011 : Rapport scientifique du programme DIVA-Corridor, Continuités écologiques et politiques publiques, 28 p.

Burel F., Butet A., Delettre Y., Millàn de la Peña N., 2004: "Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification", *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4), 195-204.

Bürgi M., Hersperger A.M., Schneeberger N., 2004: "Driving forces of landscape change - current and new directions", *Landscape Ecology*, 19, 857-868.

Burnett C., Blaschke T., 2003: "A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis", *Ecological modelling*, 168, 233-249.

Caborn J.M., 1955: "The influence of shelter-belts on microclimate", Q.J.R. Meteorological Society, 81, 112-115.

Caloz R., Collet C., 2001 : *Précis de télédétection*, Volume 3, Presses Universitaires du Québec, AUPELF, Sainte-Foy, 386 p.

Canevet C., 1992 : *Le modèle agricole breton*, Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 397 p.

Caplat P., Lepart J., Marty P., 2006: "Landscape pattern and agriculture: modelling the long-term effects of human practices on *Pinus Sylvestris* spatial dynamics (Causse Mejean, France)", *Landscape Ecology*, 21, 657-670.

Chambre Régionale d'Agriculture Rhône Alpes, 2005 : Observatoire territorial des pratiques agricoles et des systèmes de production, élaboration d'un recueil de recommandations à l'usage des organismes de développement agricole et de leur partenaires, sur la base d'une valorisation des dispositifs de réseaux d'exploitations et de tests sur des territoires pilotes, appel à projets ADAR, http://www.adar.gouv.fr/doc/projets1004/

Charrier S., Petit S., Burel F., 1997: "Movements of *Abbax parallelepipedus* (coleoptera, carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracing study", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61, 133-144.

Cheverry C., 1998 : *Agriculture intensive et qualité des eaux*, INRA Ed., Versailles, 298 p.

Chust G., Pretus J.L., Ducrot D., Ventura D., 2004: "Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern", *Landscape Ecology*, 19, 41-57.

Chuvieco E., Huete A. (Eds.), 2009: *Fundamentals of satellite remote sensing*, CRC Press, Boca Raton.

Clergeau P., 2007 : *Une écologie du paysage urbain*, Editions Apogée, 142 p.

Collins C.A., Parker R.C., Evans D.L., 2004: "Using multispectral imagery and multi-return LIDAR to estimate tree and stand attributes in a southern bottomland hardwood forest", *ASPRS Annual Conference Proceedings,* Denver, Colorado, 12 p.

Cohen J., 1960: "A coefficient of agreement for nominales scales", *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1), 37–46.

ComMod C., 2005 : « La modélisation comme outil d'accompagnement », *Nature Sciences Sociétés,* 13, 165-168.

Congalton R.G., Oderwald R.G., Mead R.A., 1983: "Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 49 (12), 1671–1678.

Congalton R.G., 1991: "A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data", *Remote Sensing of Environment*, 37, 35-46.

Conyers T., 1986: "Hedgerow and ditch removal in south east Essex, England, 1838-1984", *Biological Conservation*, 38 (3), 233-242.

Corbane C., Baghdadi N., Hosford S., Somma J., Chevrel S, 2004 : « Application d'une méthode de classification orientée objet pour la cartographie de l'occupation du sol : résultats sur Aster et Landsat ETM », *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection,* 175 (3), 13-26.

Corgne S., 2004 : « Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne », Thèse de doctorat de Géographie, Université Rennes2, 226 p.

Corgne S., Hubert-Moy L., Barbier J., Mercier G., Solaiman B., 2002: "Follow-up and modelling of the land use in an intensive agricultural watershed in France", *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology IV*, Manfred Owe, Guido d'Urso, Leonidas Toulios, Editors, *Proceedings of SPIE*, 4879, 342-351.

Cushnie J.L., 1987: "The interactive effect of spatial resolution and degree of internal variability within land-cover types on classification accuracies", *International Journal of Remote Sensing*, 8, 15–29.

Daucé P., Léon Y., 1982 : « L'évolution de l'agriculture bretonne depuis 1850, quelques données », *INRA-Rennes Sciences Agronomiques*, 2, 41 p.

Deffontaines J.P., Benoît M., Brossier J., Chia E., Gras F., Roux M., 1993 : *Agriculture et qualité des eaux ; diagnostic et propositions pour un périmètre de protection.* INRA Ed., 334 p.

DEFRA (Department From Environment, Food and Rural Affair), 2007: "Hedgerow survey handbook, a standard procedure for local surveys in the UK", London, UK, Technical report.

Delattre T., Pichancourt J. B., Burel F., Kindlmann P., 2010: « Grassy field margins as potential corridors for butterflies in agricultural landscapes: A simulation study », *Ecological Modelling*, 221, 370-377.

Di Gregorio A., Jansen L.J.M., 1997: "A new concept for a land cover classification system", *Proceedings of the Earth Observation and Environmental Information 1997 Conference*, Alexandria, Egypt, 10 p.

Dorioz J.M., Wang D., Poulenard J., Trevisan D., 2006: "The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics — a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France", *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 117, 4-21.

Eckert S., Kneubuehler M., 2004: "Application of HYPERION data to agricultural land classification and vegetation properties estimation in Switzerland", *Proceedings of the ISPRS 2004 Annual conference,* Istanbul, Turkey, 6 p.

Etienne M., 2003: "SYLVOPAST: a multiple target role-playaing game to assess negociation processes in sylvopastoral management planning", *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6 (2).

Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M., Martin J.L., 2011: "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes", *Ecology Letters,* 14, 101-112.

Ferber J., 1995 : *Les systèmes multi-agents, Vers une intelligence collective*, InterEditions, Paris, 499 p.

Ferber J., 2006 : « Concepts et méthodologies multi-agents », In Amblard F., Phan D., *Modélisation et simulation multi-agents, application pour les Sciences de l'Homme et de la Société*, éditions Hermès Science Publication, Lavoisier, Paris, 446 p.

Flanders D., Hall-Beyer M., Pereverzoff J., 2003: "Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction", *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29 (4), 441–452.

Flatrès P., 1979 : *La Bretagne*, Paris, PUF, 183 p.

Fonstad M.A., 2006: "Cellular automata as analysis and synthesis engines at geomorphology-ecology interface", *Geomorphology*, 77 (3-4), 217-234.

Forman R.T.T., 1995: *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.

Fresco L., 1993: *Future of the land*, Fresco Ed., Wageningen.

Friedl M.A., Mc Iver D.K., Hodges J.C.F., Zhang X.Y., Muchoney D., Strahler A.H., Woodcock C.E., Gopal S., Schnieder A., Cooper A., Baccini A., Gao F., Schaaf C, 2002: "Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results", *Remote Sensing of Environment*, 83 (1-2), 287-302.

Fuller R.M., Groom G.B., Mugisha S., Ipulet P., Pomeroy D., Katende A., Bailey R., Ogutu-Ohwayo R., 1998: "The integration of field survey and remote sensing for biodiversity assessment: a case study in the tropical forests and wetlands of Sango Bay, Uganda", *Biological Conservation*, 86 (3), 379-391.

Garbutt R.A., Sparks T.M., 1999: "Changes in composition of species-rich hedgerows", *Aspects of Applied Biology* 54, 229–234.

Gascuel-Odoux C., Massa F., Durand P., Merot P., Troccaz O., Baudry J., Thenail C., 2009 : « Framework and tools for agricultural landscape assessment relating to water quality protection », *Environmental Management*, 43 (5), 921-935.

Georges P., 1974 : *Dictionnaire de la géographie*, Paris, Presses Universitaires de France, 510 p.

Georges P., Verger F., 2009 : *Dictionnaire de la géographie*, Paris, Presses Universitaires de France, 498 p.

Germaine M.A., Puissant A., Barnerias C., 2008 : « Intérêt des données images Spot 5 et des systèmes d'information géographiques pour l'extraction et l'identification des formations végétales arborées en milieu bocager, exemples bas normands », *Revue Forestière Française*, 5, 641-655.

Gimblett H.R., 2001: *Integrating Geographic Information Systems and Agent-Based Modelling Techniques for Simulating Social and Ecological Processes*, Ed. Oxford University Press Inc., Coll. Santa Fe Institue in the sciences of complexity.

Gotts N.M., Polhill J.G., 2009: "When and how to imitate your neighbours: lessons from and for FEARLUS", *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 12 (3), 24 p.

Gourmelon F., Etienne M., Rouan M., Kerbiriou C., Charles M., Bioret F., Chlous-Ducharme F., Guermeur Y., Levrel H., 2008 : « Éléments de prospective environnementale dans une réserve de biosphère », *Cybergeo,* article 429.

Green K., Kempka D., Lackey L., 1994: "Using Remote Sensing to Detect and Monitor Land-Cover and Land-Use Change", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 60 (3), 331-337.

Griffith J.A., Stehman S.V., Loveland T.R., 2003: "Landscape trends in Mid-Atlantic and Southern United States ecoregions", *Environmental management,* 32 (5), 572-588.

Grimm V., Berger U., Bastiansen F., Eliassen S., Ginot V., Giske J., Goss-Gustard J., Grand T., Heinz S.K., Huse G., Huth A., Jepsen J.U., Jorgensen C., Mooij W.M., Müller B., Pe'er G., Piou C., Railsback S.F., Robbins A.M., Robbins M.M., Rossmanith E., Rüger N., Strand E., Souissi S., Stillman R.A., Vabo R., Visser U., De Angelis D.L., 2006: "A standard protocol for describing individual-based and agent-based models", *Ecological Modelling*, 198, 115-126.

Grimm V., Berger U., De Angelis D.L., Polhill J.G., Giske J., Railsback S.F., 2010: "The ODD protocol: a review and first update", *Ecological Modelling*, 221, 2760-2768.

Grimm V., Railsback S.F., 2005: *Individual-based modelling and ecology*, Princeton Series in Theorical and computational biology, Princeton University Press, Princeton and Oxford, 480 p.

Grimaldi C., Thomas Z., Fossey M., Fauvel Y., Merot P., 2010: "High chloride concentrations in the soil and groundwater under an oak hedge in the West of France: an indicator of evapotranspiration and water movement", *Hydrological Processes*, 23 (13), 1865-1873.

Groom G., Mücher C.A., Ihse M., Wrbka T., 2006: "Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context", *Landscape Ecology*, 21, 391-408.

Guyot G., 1997 : *Climatologie de l'environnement ; De la plante aux écosystèmes*, Ed. Guyot, Paris, Masson.

Haggett P., 1973 : *L'analyse spatiale en géographie humaine,* Armand Colin, Collection U, Paris, 390p.

Hansen M.C., De Fries R.S., Townshend J.R.G., Sohlberg R., Dimiceli C. Carroll M., 2002: "Toward an operational MODIS continuous field of percent tree cover algorithm: examples using AVHRR and MODIS data", *Remote Sensing of Environment*, 83 (1-2), 303-319.

Hargis C.D., Bissonette J.A., David J.L., 1998: "The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation", *Landscape Ecology*, 13, 167-186.

Hay J.G., Blaschke T., Marceau D.J., Bouchard A., 2003: "A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,* 57, 327-345.

Holm E., Sanders L., 2001 : « Modèles spatiaux de microsimulation », In Sanders L. (dir.), *Modèles en analyse spatiale*, Lavoisier, Hermès Sciences publications*,* Paris, 329 p., 187-217.

Houet T., 2006 : « Occupation des sols et gestion de l'eau : modélisation prospective en paysage agricoles fragmenté, application au SAGE du Blavet », Thèse de doctorat de géographie, Université Rennes 2, 370 p.

Houet T., Corgne S., Hubert-Moy L., Marchand J.P., 2008 : « Approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager », *Espace Géographique*, 3, 270-286.

Hubert-Moy L., 2004 : « Occupation des sols et Télédétection : de l'inventaire à la modélisation prédictive », Habilitation à Diriger des Recherches, Université Rennes 2, 278 p.

Hubert-Moy L., Cotonnec A., Gouery P., 1995 : « Extraction du réseau bocager à l'aide de données satellitaires Landsat Thematic Mapper. Application à un bassin versant en Bretagne centrale », *Photo-interprétation*, 4, 258-263.

Hubert-Moy L., Houet T., Lefeuvre E., Clement B., Lennon M., 2003 : « Etude de zones humides à partir d'images hyperspectrales CASI : application aux fonds de vallées du massif Armoricain », *Photo-Interprétation,* 1, 33-40.

Joannon A., Bro E., Thenail C., Baudry J., 2008: "Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird", *Agronomy for sustainable development*, 28, 379-387.

Johansen K., Phinn S., 2004: "Mapping indicators of riparian vegetation health using IKONOS and Landsat-7 ETM+ image data in Australian tropical savannas", *Proceedings of IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium,* Anchorage, Alaska, 3, 1559–1562.

Justice C.O., Vermote E., Townshend J.R.G., Defries R., Roy D.P., Hall D.K., Salomonson V.V., Privette J.L., Riggs G., Strahler A., Lucht W., Myneni R.B., Knyazikhin Y., Running S.W., Nemani R.R., Wan Z., Huete A.R., Van Leeuwen W., Wolfe R.E., Giglio L., Muller J.P., Lewis P., Barnsley M.J., 1998: "The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Research", *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36 (4), 1128-1249.

Kaufmann P., Stagl S., Franks D.W., 2009: "Simulating the diffusion of organic farming practices in two New EU Member States", *Ecological Economics*, 68 (10), 2580-2593.

Key T., Warner T.A., Mcgraw J.B., Fajvan M.A., 2001: "A comparison of multispectral and multitemporal information in high spatial resolution imagery for classification of individual tree species in a temperate hardwood forest", *Remote Sensing of Environment*, 75, 100–112.

Kromp B., 1999: "Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 187-228.

Laben C.A., Brower B.V., 2000: "Process for Enhancing the Spatial Resolution of Multispectral Imagery Using Pan-Sharpening", US Patent 6, 011, 875.

Lambin E.F., Baulies X., Bockstael N., Fischer G., Krug T., et al., 1999: "Land-use and cover change (LUCC): implementation strategy", *IGBP Rep. 48, IHDP Rep. 10, International Geosphere and Biosphere Program, International Human Dimension in Global Environment Change Program*, Stockholm/Bonn, 125 p.

Lambin E.F., Geist H.J., Lepers E., 2003: "Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions", *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205-241.

Layer B., Walter C., Mérot P., 2003: "The effects of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes", *Soil use and management*, 19, 201-207.

Lazrak E.G., Mari J.F., Benoît M., 2010: "Landscape regularity modelling for environmental challenges in agriculture", *Landscape Ecology*, 25, 169-183.

Le Q.B., Park S.J., Vlek P.L.G., 2010: "Land Use Dynamic Simulator (LUDAS): A multi-agent system model for simulating spatiotemporal dynamics of coupled human-landscape system. 2. Scenario-based application for impact assessment of land-use policies", *Ecological Informatics,* 5 (3), 203-221.

Le Ber F., Benoît M., 1998: "Modelling the spatial organization of land use in a farming territory. Example of a village in the plateau Lorrain", *Agronomie,* 18 (2), 103-115.

Le Berre M., 1984 : « Pour une modélisation systémique de la différenciation spatiale », Acte de colloque *Géopoint, Systèmes et localisations*, Avignon, 83-89.

Lebel T., 1990 : « Le transfert d'échelle en hydrologie : concept ou confusion », *Proceedings of the conference Seminor 4 « le transfert d'échelle »*, ORSTOM, Centre de Brest, 147-156.

Lecerf R., 2008 : « Suivi des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origine anthropique et climatique à l'échelle régionale par télédétection moyenne résolution, application à la Bretagne », Thèse de doctorat de géographie, Université Rennes 2, 326p.

Lecerf R., Corpetti T., Hubet-Moy L., Dubreuil V., 2005: "Monitoring land use and land cover changes in oceanic and fragmented landscapes with reconstructed MODIS time series", *International Workshop on the Analysis of Multi-Temporal Remote Sensing Images, IEEE International*, Biloxi, USA, 195-199.

Lefebvre A., 2011 : « Contribution de la texture pour l'analyse d'images à très haute résolution spatial. Application à la détection de changement en milieu urbain », Thèse de doctorat de géographie, Université Rennes 2, 274 p.

Lehvävirta S., Kotze D., Niemelä J., Mäntysaari M., O'hara B., 2006: "Effects of fragmentation and trampling on carabid beetle assemblages in urban woodlands in Helsinki, Finland", Urban Ecosystems, 9, 13-26.

Lennon M., Mouchot M.C., Mercier G., Solaiman B., Hubert-Moy L., 2000: "Segmentation of Hedges on CASI Hyperspectral Images by Data Fusion from Texture, Spectral and Shape Analysis", *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Honolulu, USA, 2, 825-827.

Levêque C., Pavé A., Abbadie L., Weill A., Vivien F.D., 2000 : « Les zones ateliers, des dispositifs pour la recherche sur l'environnement et les anthroposystèmes »*, Nature Sciences et Sociétés*, 8 (4), 43-52.

Levy J., Lussault M., 2003 : *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés,* Belin, Paris, 1033 p.

Li H., Wu J., 2004: "Use and misuse of landscape indices", *Landscape Ecology*, 19, 389-399.

Lofti A., 2008 : « Durabilité écologique des paysages agricoles et production de bois, bocage et néobocage », Thèse de doctorat de biologie, Université Rennes 1, 203 p.

Lotfi A., Javelle A., Baudry J., Burel F., 2010: "Interdisciplinary analysis of hedgerow network landscapes' sustainability", *Landscape Research*, 35 (4), 415-426.

Loveland T.R., Gallant A.L., Volgelmann J.E., 2005: "Perspectives on the land use of land-cover data for ecological investigations", In John A.W., Michael R.M. (Ed.), *Issues and perspectives in landscape ecology,* 120-131.

Lovett A., Herrmann S., Appleton K., Winter T., 2003: "Landscape Modelling and Visualisation for Environmental Planning in Intensive Agricultural Areas", In Buhmann E., Ervin S., *Trends in Landscape Modeling*, Wichmann, Heidelberg, 114-122.

Lys J.A., Nentwig W., 1992: "Augmentation of beneficial arthropods by strip-management", *Oecologica*, 92, 373-382.

MacQueen J., 1967: "Some method for classification and analysis of multivariate observations", *In Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, 281-297.

Mahé L.P., Daucé P., Goffe P.L., Léon Y., Quinqu M., Surry Y., 1998 : *Etude prospective sur l'agriculture bretonne*, INRA ESR, ENSAR, Rennes, 124 p.

Mannion A.M., 1995: *Agriculture and Environnemental Change : Temporal ans Spatial Dimensions,* Wiley, Chichester, 405 p.

Manson S.M., 2001: "Simplifying complexity. A review of complex theory", *Geoforum*, 32, 405-414.

Marangoz A.M., Oruc M., Buyuksalih G., 2004: "Object-oriented image analysis and semantic network for extracting the roads and buildings from Ikonos pan-sharpened images", *Int. Arch. of Photogrammetry & Remote Sensing*, 35 (B3), Istanbul, Turkey.

Marceau D.J., 1999: "The scale issue in social and natural sciences", *Canadian Journal of Remote Sensing*, 25 (4), 347-356.

Marchand J.P., 1996 : « Les contraintes naturelles et l'organisation de l'espace », *Acte de colloque Géopoint, Espace et nature dans la géographie aujourd'hui*, Avignon, 9-15.

Marguerie D., Antoine A., Thenail C., Baudry J., Bernard V., Burel F., Catteddu I., Daire M.Y., Gautier M., Gebhardt A., Guidal F., Kergreis S., Lanos P., Le Cœur D., Le Du L., Mérot P., Naas P., Ouin A., Pichot D., Visset L., 2003 : « Bocages armoricains et sociétés, genèse évolution et interactions », *Des milieux et des hommes : fragments d'histoires croisées*, Elsevier, 115-131.

Martin, B., Rovéra G., 1998 : « L'entretien des haies garant de leur diversité : le bocage du Champsaur (Hautes-Alpes, France) », *Revue de Géographie Alpine*, 1, 19-32.

Marshall E. J. P., Maudsley M. J., 2001: "Effects of management on the biodiversity of English hedgerows", In Barr C., Petit S., *Hedgerows of the World: Their Ecological Functions in Different Landscapes*, *IALE UK*, 361-365.

Matthews R., Gilbert N., Roach A., Polhill J., Gotts N., 2007: "Agent-based land-use models: a review of applications", *Landscape Ecology,* 22, 1447–1459.

MEA - Millenium Ecosystem Assessment, 2005: *Ecosystem and Human Well-Being: synthesis*, Island Press, 137p.

Mering C., 1990 : « Quelques remarques à propos des transferts d'échelle lors de l'interprétation des images de télédétection », *In SEMINFOR 4, Le transfert d'échelle*, Séminaire informatique ORSTOM, Brest, 3-38.

Merot P., 1999: "The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate", *Agronomie,* 19 (8), 655-669.

Merot P., Gascuel-Odoux C., Walter C., Zhang X., Molenat J., 1999: "Bocage landscape and surface water Pathways", *Revue Int. des Sciences de l'Eau*, 12 (1), 23-44.

Meynier A., 1970 : *Les paysages agraires*, Paris, Armand Colin, 192 p.

Mignolet C., Benoît M., Saintôt D., 1997 : « Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges », *INRA Productions animales*, 10 (4), 275-285.

Mignolet C., Caty M., Benoît M., 1999 : « Segmentation régionale selon la diversité des systèmes techniques agricoles et leur évolution », *communication à l'Ecole-Chercheur en Economie Spatiale et Régionale*, Le Croisic, 12 p.

Mignolet C., Schott C., Benoît M., 2007: "Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale", *Science of the Total Environment*, 375, 13-32.

Ming D., Luo J., Shen Z., Li J., 2005: "Features based parcel unit extraction from High Resolution image", *IEEE Transactions on Geoscienc and Remote Sensing*, 23 (1), 1875-1878

Moindrot C., 1992 : « Les systèmes agraires », In Bailly A., Ferras R., Pumain D., (dir.), *Encyclopédie de la géographie*, Paris, Economica, 1132 p.

Monod J., 1970 : *Le hasard et la nécessité, Essai pour une philosophie naturelle de la biologie moderne*, Editions Points, Essais, Paris, 43, 244 p.

Monteil C., Simon C., Ladet S., Sheeren D., Etienne M., Gibon A., 2008: "Participatory modeling of social and ecological dynamics in mountain landscapes subjected to spontaneous ash reforestation", *In Paegelow M., Camacho Olmedo M. (Eds), Modelling Environmental Dynamics, Advances in Geomatic Solutions*, Springer, 199-222.

Moody A., Woodcock E., 1995: "The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing", *Landscape Ecology*, 10 (6), 363-379.

Morlon, 2005 : « La dimension spatiale des pratiques agricoles : une approche agronomique », *In Laurent C., Thinon P., Agriculture et Territoires,* Ed. Hermès Lavoisier, Paris, 175-190.

Morlon P., Benoît M., 1990 : « Etude méthodologique d'un parcellaire d'exploitation agricole en tant que système », *Agronomie*, 6, 499-508.

Morton D.C., De Fries R.S., Shimabukuro Y.E., Anderson L.O., Arai E., Del Bon Espirito-Santo F., Freitas R., Morisette J., 2006: "Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103 (39), 14637-14641.

Morvan N., Baudry J., 2003 : « L'observation des haies sur le terrain et la gestion de l'information », *In Baudry J., Jouin A., (coord.), De la haie aux bocages, Organisation, dynamique et gestion*, INRA Ed., 435 p., 101-114.

Moskal L.M., **2004 :** "Historical landscape visualization of the Wilson's creek national battlefield based on object oriented tree detection method from Ikonos imagery", *ASPRS Annual Conference Proceedings*, Denver, Colorado, 7 p.

ODEM, 2010 : *Atlas de l'environnement du Morbihan*, http://www.odem.fr/atlas.php.

O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H., Graham R.L., 1988: "Indices of landscape pattern", *Landscape Ecology*, 1, 153-162.

Openshaw S. 1981 : « Le problème de l'agrégation spatiale en géographie », *Espace Géographique*, 1, 15-24.

Oruc M., Marangoz A.M., Buyuksalih G., 2004: "Comparison of pixel-based and object-oriented classification approaches using Landsat 7 ETM spectral bands", *Proceedings of the ISPRS 2004 Annual conference,* Istanbul, Turkey, 5 p.

Overmars K., Verburg P., Veldkamp T., 2007: "Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model", *Land Use Policy*, 24, 584-599.

Padoa-Schioppa E., Baietto M., Massa R., Bottoni L., 2006: "Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes", *Ecological indicators*, 6 (1), 83-93.

Parker, D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M.J., Deadman, P., 2003: "Multi-agent systems for the simulation of land use and land-cover change: a review", *Annals of the Association of American Geographers*, 93, 314-337.

Parker D.C., Meretsky V., 2004: "Measuring pattern outcomes in an agent-based model of edge-effect externalities using spatial metrics", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 233-250.

Pavé A., 1994 : *Modélisation en biologie et en écologie*, Aléas, Lyon, 559 p.

Pereboom V., 2006 : « Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des pins martes », Thèse de doctorat de biologie, Université d'Angers, 75 p.

Petit S., Burel F., 1998: "Connectivity in fragmented populations: Abax parallelepipedus in a hedgerow network landscape", *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie,* 321, 55-61.

Pointereau P., 2002 : « Les haies, évolution du linéaire en France depuis 40ans », *Le courrier de l'environnement*, 46, 7 p.

Pointereau P., Bazile D., 1995 : *Arbres des champs ; Haies, alignements, prés vergers ou l'art du bocage ; Pour protéger, restaurer et gérer les arbres « hors la forêt »*, Editions Solagro, Toulouse, 139 p.

Poix C., Michelin Y., 2000 : « Simulation paysagère : un modèle multi-agents pour prendre en compte les relations sociales », *Cybergéo*, article 116, 12 p.

Pontius R.G., 2000: "Quantification error versus location error in comparison of categorical maps", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (8), 1011-1016.

Pontius R.G., 2002: "Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68 (10), 1041-1049.

Pontius R.G., Cheuk M.L., 2006: "A generalized cross-tabulation matrix to compare soft-classified maps at multiple resolutions", *International Journal of Geographical Information Science*, 20 (1), 1-30.

Pontius R.G., Millones M., 2010: "Death to kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment", International Journal of Remote Sensing, 32 (15), 4407-4429.

Puech C., 2001: « Changement d'échelle et télédétection. Application à l'étude hydrologique des bassins versants », *séminaire « étude des changements d'utilisation et d'occupation du sol par télédétection : échelles et modèles »*, Rennes, 8 p.

Pumain D., 2003 : « Une approche de la complexité en géographie », *Géocarrefour*, 78 (1), 25-31.

Pyysalo U., Hyyppae H., 2002: "Reconstructing tree crowns from laser scanner data for feature extraction", *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing,* 34, 2122-2130.

Quénol H., 2002 : « Climatologie appliquée aux échelles spatiales fines : influence des haies brise-vent et d'un remblai ferroviaire sur le gel printanier et l'écoulement du mistral », Thèse de doctorat de Géographie, Université de Lille 1, 259 p.

Quiblier, 2007 : « Les éléments de la recherche scientifique mobilisables pour la mise en œuvre des corridors écologiques; Choix des espèces cibles et identification des connaissances nécessaires », Rapport de stage Fédération des Parcs Naturels Régionaux de France, 155 p.

R Development Core Team, 2010: *R: a language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Rackham O., 1986: *The History of the Countryside; The Full Fascinating Story of Britain's Landscape*, London, J.M. Dent, Sons Ltd.

Reitberger J., Schnorr C., Krzystek P., Stilla U., 2009: "3D segmentation of single trees exploiting full waveform LIDAR data", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64 (6), 561-574.

Riiters K.H., O'Neill R.V., Jones K.B., 1997: "Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach", *Biological Conservation*, 81, 191-202.

Robin M., 1995 : *Télédétection, Des satellites aux SIG*, Nathan université, Paris, 321 p.

Robinson D.T., Brown D.G., Parker D.C., Schreinemachers P., Janssen M.A., Huigen M., Wittmer H., Gotts N., Promburom P., Irwin E., Berger T., Gatzweiler F., Barnaud C., 2007: "Comparison of empirical methods for building agent based models in land use science", *Journal of Land Use Science,* 2, 31-55.

Rocchini D., Ricotta C., Chiarucci A., 2007: "Using satellite imagery to assess plant species richness: The role of multispectral systems", *Applied Vegetation Science,* 10, 325-331.

Rouse J.W., Haas R.H., Deering D.W., Schell J.A., Harlan J.C., 1974: *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*, Greenbelt, Maryland, NASA/GSFC, 371 p.

Sanders L. (dir.), 2001 : *Modèles en analyse spatiale*, Lavoisier, Hermès Sciences publications*,* Paris, 329 p.

Sanders L., Durand-Dastes F., 2004 : « Système spatial », *Hypergéo*, article 85.

Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991: "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology,* 5, 18-32.

Sheeren D., Bastin N., Ouin A., Ladet S., Balent G., Lacombe J.P., 2009: "Discriminating small wooded elements in rural landscape from aerial photography: a hybrid pixel/object-based analysis approach", *International Journal of Remote Sensing,* 30(19), 4979-4990.

Schermann N., Baudry J., 2002 : « Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage, application à la mosaïque d'occupation du sol », *Revue Internationale de Géomatique*, 12 (2), 169-186.

Schiewe J., Lars Tufte G., Ehlers M., 2001: "Potential and problems of multi-scale segmentation methods in remote sensing", *GIC*, 6 (1), 34-39.

Smith G.M., Wyatt B.K., 2007: "Multi-scale survey by sample-based field methods and remote sensing: A comparison of UK experience with European environmental assessments", *Landscape and Urban Planning,* 79 (2), 170-176.

Soltner D., 1995 : *L'arbre et la haie pour la production agricole, pour l'équilibre écologique et le cadre de vie rurale*, Collection Sciences et techniques agricoles, 10ème Edition, Angers, 207 p.

Stach N., Barnerias C., Dommanget A., 2006: "Hedges and tree rows detection with eCognition for the use of the French national forest inventory", *1st International Conference on Object-Based Image Analysis,* Salzburg University.

Steffen W., Sanderson A., Tyson P.D., Jäge J., Matson P.A., Moore B., Oldfield F., Richardson K., Schellnhuber H.J., Turner B.L., Wasson R.J., 2004: *Global change and the earth system: a planet under pressure,* Global change, IGBP series, Berlin, Springer-Verlag, 12, 336 p.

Tanré D., Deroo C., Duhaut P., Herman M., Morcrette J., 1990: "Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum: The 5S code*", International Journal of Remote Sensing*, 11, 659-668.

Tansey K., Chambers I., Anstee A., Denniss A., Lamb A., 2009: "Object-oriented classification of very high resolution airborne imagery for the extraction of hedgerows and field margin cover in agricultural areas", *Applied geography*, 29, 145-157.

Taylor P., Fahrig L., Henein K., Merriam G., 1993: "Connectivity is a vital element of landscape structure", *Oikos*, 68, 571-573.

Thenail C., 2002: "Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. Study case in Brittany, France", *Agricultural systems*, 71, 207-230.

Thenail C., Baudry J., 2001 : « Modélisation des systèmes techniques agricoles contribuant aux dynamiques des structures paysagères : de la parcelle à l'exploitation agricole et au paysage », *Séminaire Université de Géographie de Rennes 2*, *Etude des changements d'utilisation et d'occupation du sol: échelles et modèles*, 16-24.

Thenail C., Baudry J., 2004: "Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany", *Agriculture Ecosystems and Environment*, 101, 53-72.

Thenail C., Baudry J., Le Cœur D., 2004 : « La gestion technique du territoire par les exploitations agricoles: évaluer la diversité des contraintes et modes d'organisation », *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants, Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural. BVfutur.* (eds J.R. Lucas & L. Ligneau), 249-250.

Thenail C., Codet C., 2003 : « Système technique de gestion des bordures de champs en exploitation agricole, et intégration des haies nouvelles », Rapport final du projet *Bocagement, reconstitution et protection du bocage. Evaluation des politiques publiques de paysagement du territoire*, coord. Lamarche H., Paris, CNRS, INRA, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable 25 p.

Thenail C., Codet C., Le Cœur D., Baudry J., 2003 : « La gestion des bordures de champs dans le fonctionnement et sur le territoire de l'exploitation agricole, programme d'évaluation des politiques publiques de gestion du paysage et du territoire », Rapport technique, INRA SAD Paysage, 10 p.

Thenail C., Joannon A., Capitaine M., Souchere V., Mignolet C., Schermann N., Di Pietro F., Pons Y., Gaucherel C., Viaud V., Baudry J., 2009: "The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales", *Agriculture Ecosystems and Environment*, 131, 207-219.

Thomas C.F.G., Parkinson L., Marshall E.J.P., Langan A.M., Taylor A., Wheater C.P., 1998: "Isolating the components of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland", *Oecologica*, 116, 103-112.

Thornton M.W., Atkinson P.M., Holland D.A., 2006: "Sub-pixel mapping of rural land cover objects from fine spatial resolution satellite sensor imagery using super-resolution pixel-swapping", *International Journal of Remote Sensing*, 27, 473–491.

Thornton M.W., Atkinson P.M., Holland D.A., 2007: "A linearised pixel-swapping method for mapping rural linear land cover features from fine spatial resolution remotely sensed imagery", *Computers and Geosciences*, 33 (10), 1261-1272.

Torrens M., Benenson I., 2005: "Geographic automata systems", *International Journal of Geographical Information Science*, 19 (4), 385-412.

Touya G., Duchene C., Mustiere S., 2010 : « Généralisation et intégration pour un fond vert commun entre l'IFN et l'IGN », *Revue Internationale de Géomatique*, 20, 65-86.

Townshend J.R.G., Justice C.O., 1988: "Selecting the spatial resolution of satellite sensors required for global monitoring of land transformations", *International Journal of Remote Sensing*, 9 (2), 187-236.

Townshend J.R.G., Justice C.O., 2002: "Toward operational monitoring of terrestrial systems by moderate-resolution remote sensing", *Remote Sensing of Environment*, 83 (1-2), 351-359.

Treuil J.P., Drogoul A., Zucker J.D., 2008 : *Modélisation et simulation à base d'agents*, Dunod, Paris.

Urbani D., 2006 : « Elaboration d'une approche hybride SMA-SIG pour la définition d'un système d'aide à la décision ; application à la gestion de l'eau », Thèse de doctorat d'informatique, Université de Corse Pasquale Paoli, 155 p.

Valbuena D., Verburg P.H., Bregt A.K., 2008: "A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128, 27-36.

Valbuena D., Verburg P.H., Bregt A.K., Ligtenberg A., 2010: "An agent-based approach to model land-use change at a regional scale", *Landscape Ecology*, 25, 185-199.

Vannier C., 2010 : « Représentation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection ; échelle, objets, pixels », *Colloque Géopoint*, Avignon, 6 p.

Vannier C., 2011 : « Identification, caractérisation et analyse spatiale de structures paysagères ; Application en contexte agricole bocager », *Cybergéo*, accepté.

Vannier C, Delattre T., Le Feon V., Vasseur C., Boussard H., 2009 : « Paysage et interdisciplinarité: regards croisés sur la Zone Atelier de Pleine-Fougères en Bretagne », *Projets de paysages, Dossiers thématiques,* 3.

Vannier C., Hubert-Moy L., 2008: "Detection of wooded hedgerows in high resolution satellite images using an object-oriented method", *Proceedings of the 2008 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Boston (USA), 4, 731-734.

Vannier C., Hubert-Moy L., 2010: "Wooded hedgerows characterization in rural landscape using very high spatial resolution satellite images", *Proceedings of the 2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Honolulu (USA), 347-350.

Vannier C., Hubert-Moy L., Nabucet J., 2011 : « Analyse de la dynamique de l'occupation du sol aux échelles de la parcelle et de l'îlot parcellaire, application en paysage agricole bocager », *Revue Internationale de Géomatique*, Géomatique et occupation des sols, 21, 353-374, sous presse.

Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L., Baudry J., 2009: "Evaluating mapping of landscape structures from remote sensing imagery with biodiversity parameters", *16th European Colloquium on Quantitative an Theorical Geography*, National University of Ireland Maynooth, Maynooth, Ireland, 66-67.

Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L., Baudry J., 2011: "Multiscale ecological assessment of remote sensing images", *Landscape ecology*, 26 (8), 1053-1069, DOI 10.1007/s10980-011-9626-y

Veldkamp A., Fresco L.O., 1997: "Exploring land use scenarios, an alternative approach based on actual land use", *Agricultural Systems,* 55, 1-17.

Verburg P.H., de Koning G.H.J., Kok K., Veldkamp A., Bouma J., 1999: "A spatial explicit allocation procedure for modeling the pattern of land use change based upon actual land use", *Ecological Modelling,* 116 (1), 45-61.

Vertes F., Le Corre L., Curmi P., Nicolas J.M., 1996 : « Interactions milieu -pratiques agricoles - qualité des eaux sur des bassin versant élémentaires de Bretagne occidentale », *Actes du 1er Colloque Interceltique d'Hydrologie et de Gestion des Eaux*, Ed. INSA, Rennes, 43-44.

Wardlow B.D., Egbert S.L., Kastens J.H., 2007: "Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains", *Remote Sensing of Environment*, 112 (3), 1096-1116.

Wardlow B.D., Kastens J.H., Egbert S.L., 2006: "Using USDA crop progress data for the evaluation of greenup onset date calculate from MODIS 250-meter data", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72 (11), 1225-1234.

Wessels K.J., De Fries R.S., Dempewolf J., Anderson L.O., Powell S.L., Moran E.F., 2004: "Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation: Examples from the Greater Yellowstone Ecosystem, USA and Para State, Brazil", *Remote Sensing of Environment*, 92 (1-3), 217-232.

Wilensky U., 1999: NetLogo, http://ccl.northwestern.edu/netlogo/, Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL.

Whiteside T., 2005: "A multi-scale object-oriented approach to the classification of multi-sensor imagery for mapping land cover in the top end", *Proceeding of NARGIS 2005 Darwin University, Australia,* 8 p.

Whiteside T., Ahmad W., 2005: "A comparison of object-oriented and pixel-based classification methods for mapping land cover in northern Australia", *Proceedings of SSC2005 Spatial intelligence, innovation and praxis: The national biennal Conference of the Spatial Sciences Institute, Melbourne*, 1025-1031.

Woodcock C.E. Strahler A.H., 1987: "The factor of scale in remote sensing", *Remote Sensing of Environment*, 21, 311-332.

Zadeh L., 1965: "Fuzzy sets", Information and control, 8, 338-353.

Zadeh L., 1996: "Fuzzy logic and the calcul of fuzzy rules and fuzzy graphs", *International Journal of Multiple-Valued Logic,* 1, 1-39.

Zhang X., Friedl M.A., Schaaf C.B., Strahler A.H., Hodges J.C.F., Gao F., Reed B.C., Huete A., 2003: "Monitoring vegetation phenology using MODIS", *Remote Sensing of Environment*, 84 (3), 417-475.

LISTE DES ENCADRES

CHAPITRE 1

1.1 - Exemples de définitions du bocage. 14

1.2 - De multiples définitions de la haie. 17

CHAPITRE 3

3.1 - Le programme de replantation des haies Breizh Bocage
(Sources : www.bretagne.fr ; www.bretagne-environnement.org). 69

3.2 - Le Programme Zone Atelier Armorique « Paysages, Usages, Transferts, Biodiversité »
(Sources : http://www.caren.univ-rennes1.fr/pleine-fougeres ; http://osur.univ-rennes1.fr). 76

CHAPITRE 7

7.1 - Rappel des caractéristiques des cartographies du réseau bocager utilisées dans l'analyse spatiale des patrons d'organisation du paysage (ces cartographies sont issues du traitement de données de télédétection). 213

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION GENERALE

I.1 - Cadre conceptuel de l'occupation et de l'utilisation des sols (Hubert-Moy 2004). 1

CHAPITRE 1

1.1 - Illustration de trois exemples de haies arborées : en haut, haie arborée sur talus, Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères, Mai 2009 ; au centre, une haie arborée sans talus dans le secteur de Montfort-sur-Meu, Juillet 2008 ; en bas, une haie arborée sans talus avec des arbres espacés, secteur d'Iffendic, Juillet 2008 (Photographies C. Vannier). 18

1.2 - Illustrations de la fonctionnalité des haies : en haut à gauche, une haie sur talus servant d'enclos pour des chevaux dans le secteur de Montfort-sur-Meu (photographie C. Vannier) ; en haut à droite, coupe des branches de la haie pour la production de bois sur le site de Pleine-Fougères (photographie C. Vasseur) ; au centre, haie brise-vent servant à la protection des cultures légumières dans la baie du Mont-Saint-Michel (photographie ©CAREN/OSUR) ; en bas, prise de vue aérienne oblique du réseau de haies formant des continuités (corridors) entre les taches d'habitat (espaces boisés) sur le site de Pleine-Fougères (photographie : société Air Papillon). 20

1.3 - Les types de pratiques agricoles mises en place sur les éléments de paysage (d'après Thenail, Baudry, 2001). 22

1.4 - Illustration de différents types de pratiques effectuées sur les haies : en haut à gauche, haie d'arbres émondés ; en haut à droite, arbres de haut jet ; au centre à gauche, haie élaguée de manière asymétrique ; au centre à droite, haie de cépée ou taillis ; en bas, haie nouvellement plantée (Photographies C. Vannier, C. Vasseur). 24

1.5 - Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique générale. 25

1.6 - Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique détaillée. 26

1.7 - Exemple de gestion des haies en bordure de prairie ou culture. 31

1.8 - Illustration de pratique agricole asymétrique sur les haies, site de Pleine-Fougères (Photographie de C. Vannier). 31

1.9 - Quatre exemples de dynamiques temporelles des pratiques au niveau de la parcelle. 32

1.10 - Organisation spatiale des pratiques agricoles au niveau de l'îlot parcellaire. 33

1.11 - Les objets géographiques d'intérêt : du point de vue thématique ils ont définis selon les niveaux d'organisation des pratiques (à droite, objets), du point de vue technique, ils possèdent un mode de représentation (à gauche, représentation). 35

1.12 - Contextualisation de l'information d'une image numérique. *L'observation de la photographie à gauche nous informe de la présence d'arbres groupés. L'observation de la photographie au centre permet de contextualiser le groupe d'arbres précédent : il s'agit de deux alignements d'arbres le long de parcelles agricoles au sein d'un réseau assez dense d'autres alignements d'arbres. Enfin, l'observation de la photographie de droite nous permet de placer ce groupe d'arbres au sein d'un contexte encore plus large : ces deux alignements de départ appartiennent à un réseau de haies inclus au sein d'un territoire agricole où le paysage est composé de grandes parcelles de céréales en majorité et où les haies ne sont pas systématiquement présentes le long des parcelles. Le paysage global est assez ouvert contrairement à ce que pourrait laisser penser l'observation et l'analyse des deux premières photographies.* 36

1.13 - Objets observés et échelles de restitution de l'information. 37

CHAPITRE 2

2.1 - Points d'échantillonnage (points noirs) et zones de relevés d'information (ronds bleus) de l'enquête complémentaire TerUti-LUCAS sur les haies effectuée en 2008 en Bretagne. On note que la densité de haies relevées par ce sondage ne reflète pas exactement la densité réelle de haies présentes dans le paysage. 45

2.2 - Cartographie de la végétation arborée en Bretagne, 2000-2005 (couverts forestiers, bosquets, haies) (Source : IGN BD TOPO®). 46

2.3 - Disponibilité de la couche végétation de l'IGN (BD TOPO®) en 2011. 47

2.4 - Représentation d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents, d'après Ferber (1995). 55

CHAPITRE 3

3.1 - La Bretagne : carte de localisation. 64

3.2 - La Bretagne, un paysage agricole bocager diversifié : productions légumières (1, 9), productions céréalières (6, 7, 8, 10), agriculture dans une partie des zones humides (5) ou les espaces de landes (4), déprise agricoles et recolonisation de la végétation ligneuse (2, 3, 11). (Images ©IGN, MODIS). 66

3.3 - Densité bocagère en Bretagne en 2008. 68

3.4 - Localisation du site de Pleine-Fougères (Bretagne, France) et des trois sous-sites d'étude A, B et C. 70

3.5 - Paysage ouvert au nord du site de Pleine-Fougères (Site C), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain © Zone Atelier Armorique. 72

3.6 - Paysage « intermédiaire » au centre du site de Pleine-Fougères (Site B), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain ©Zone Atelier Armorique. 73

3.7 - Paysage fermé au sud du site de Pleine-Fougères (Site A), en haut, vue aérienne oblique acquise par vol ULM (société Air Papillon), en bas photographie de terrain C. Vannier. 74

CHAPITRE 4

4.1 - Organigramme des classifications des séries temporelles d'images MODIS utilisant un arbre hiérarchique (Source : Lecerf, 2008). 91

4.2 - Cartographies de l'occupation du sol en Bretagne de 2001 à 2008 à partir de la classification de séries temporelles d'images MODIS (Source : Lecerf, 2008). 92

4.3 - Organigramme général résumant les principales étapes méthodologiques du traitement des classifications de l'occupation du sol effectuées à partir des images MODIS entre 2001 et 2008. 93

4.4 - Evolution du pourcentage de la Surface Agricole Utile par rapport à la surface totale, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en Bretagne, par département et pour les communes du site de Pleine-Fougères). 96

4.5 - Cartographie des changements des surfaces agricoles et non agricoles en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS. 97

4.6 - Evolution de l'occupation du sol en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en pourcentage d'occupation du sol). 99

4.7 - Evolution de l'occupation du sol en Bretagne, par département, entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS (en pourcentage d'occupation du sol). 99

4.8 - Cartographie des successions culturales et prairiales en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS. 101

4.9 - Cartographie des successions culturales et prairiales en Bretagne combinée aux pertes de SAU entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS. 102

4.10 - Cartographie de la durée des prairies en Bretagne entre 2001 et 2008, d'après la classification de séries temporelles d'images MODIS. 103

4.11 - Carte de synthèse des indicateurs dérivés des classifications des séries temporelles des images MODIS (en bas) déterminant la probabilité de densité de bocage ; comparaison avec la carte de densité bocagère de 2008 (en haut) (Sources : Agreste – DRAAF Bretagne – Enquête Régionale Haies 2008) ; à l'échelle régionale et infrarégionale autour du site de Pleine-Fougères. 105

4.12 - Paysage ouvert au maillage bocager lâche au nord-est du plateau du Léon (à gauche, au sud-est de Cléder) et du plateau du Trégor (à droite, secteur de Ploubazlanec) (©IGN). 106

CHAPITRE 5

5.1 - Compositions colorées des données de télédétection (composition colorée en vraies couleurs pour l'orthophotoplan et en fausses couleurs pour le reste des données). 113

5.2 - Photographies de référence : extrait des orthophotoplans (2002 – 2006) et des photographies aériennes mosaïquées des vols ULM (2004 – 2005 – 2008). 114

5.3 - Cartes de référence des haies numérisées manuellement : à gauche la carte de 2006 couvre l'ensemble du site d'étude ; à droite, les carte des haies de 2002, 2004, 2005 et 2008 couvrent les sous-sites A, B et C de Pleine-Fougères. 115

5.4 - Organigramme de traitement des images de télédétection. 115

5.5 - Liens de hiérarchie entre les niveaux de segmentation et les objets qui les composent (D'après Baatz *et al.*, 2004). 116

5.6 - Les critères à déterminer lors de la phase de segmentation : le facteur d'échelle, le facteur combiné de réflectance et de forme, le facteur combiné de compacité et de lissage. 117

5.7 - Illustration de tests de paramètres de segmentation multicritères de l'orthophotoplan aux niveaux de segmentation « arbre », « linéaire » et « parcelle ». 120

5.8 - Segmentation des données de télédétection au niveau fin (« arbre »), au niveau intermédiaire (« linéaire ») et au niveau supérieur (« parcelle »). 122

5.9 - Procédure de traitement des données de télédétection lors de l'étape de classification. 123

5.10 - Illustration des phases de classifications jusqu'à la classification finale. 125

5.11 - La mesure des indicateurs de validation proposée par Pontius *et al.* (2000) (Source: Pontius 2002: "*The expression in the middle column and middle row gives the agreement between the reality map and the simulated map at resolution g. The other eight expressions are idealized agreement between the reality map and a simulated map, based on the combination of information available concerning quantity and location*"). 126

5.12 - Pourcentage de bocage détecté à partir de la classification de l'orthophotoplan pour les neuf configurations de segmentation au niveau le plus fin (« arbre »). 133

5.13 - Pourcentage de bocage détecté à partir de la classification de l'orthophotoplan pour les neuf configurations de segmentation au niveau intermédiaire (« linéaire »). 133

5.14 - Résultats statistiques des classifications de l'ensemble du jeu de données. 135

5.15 - Les deux espèces de carabes choisies : à gauche l'*Abax parallelepipedus*, à droite le *Pterostichus melanarius* (Photographies : O. Jambon – UMR Ecobio CNRS ; J.L. Roger – INRA SAD Paysage). 143

5.16 - Dans un paysage où la densité de haies est très faible, la répartition spatiale des haies peut offrir des conditions écologiques très différentes selon les points donnés. 145

5.17 - a) Exemple de carte de distance (à partir de *Spot5*) ; b) Illustration de la variation du gradient d'ouverture selon la forme de la parcelle : le pourcentage de couverture de la classe de distance 3 (> 100 m) varie de 25% pour une parcelle carrée à 14% pour une parcelle rectangulaire. 146

5.18 - Coefficients de corrélation (R^2) pour les deux variables paysagères (*densité de haies HD* et *gradient d'ouverture du paysage LG*), calculés entre les cartes (*MD, Ortho, Spot5, Spot10, Aster, Irs*), pour les fenêtres de taille de 100, 250 et 1000 m. Seules les corrélations significatives sont présentées (Test de Pearson, N=74). NS : Non Significatif. 148

5.19 - Pourcentage de variance expliquée pour les deux métriques paysagères (*densité de haies - HD -* et *gradient d'ouverture du paysage - LG*), pour chaque carte, à 100 m, 250 m et 1000 m, et pour les deux espèces considérées (*Pterostichus Melanarius* et *Abax Parallelepipedus*). Seules les corrélations significatives sont présentées (GLM, $p < 0.05$, N=74). 151

CHAPITRE 6

6.1 - Présentation du site expérimental de l'étude au sein de la Zone Atelier Armorique (Bretagne, France). 160

6.2 - Compositions colorées (en fausse couleur) des images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II. 161

6.3 - Illustration des données LiDAR : (a) représentation en mode raster de l'information d'intensité, (b) représentation en mode raster de l'information relative à l'élévation, (c) représentation du relief en trois dimensions en mode raster. 162

6.4 - Illustration des données de référence : vols ULM (2008, 2009) et numérisation manuelle des limites parcellaires sur le site expérimental. 163

6.5 - Organigramme général de la méthode d'extraction et de caractérisation du réseau bocager à l'échelle locale. 164

6.6 - Classification des objets à partir des deux niveaux de segmentation. 166

6.7 - Organigramme de la méthode de caractérisation des bordures de champs par analyse de la composition, de la morphologie et de l'arrangement spatial. 169

6.8 - Représentation cartographique des classifications des images SPOT 5, KOMPSAT II et LiDAR. A gauche, les cartes représentent les résultats des classifications, à droite, les cartes représentent les résultats de la surdétection, la sous-détection et des éléments correctement classés. 173

6.9 - Carte de la composition des bordures de champs. 174

6.10 - Carte de la morphologie des bordures de champs boisées. 175

6.11 - Carte de l'analyse de l'arrangement spatial des éléments de haies au sein des bordures de champs boisées. 176

6.12 - Carte de la continuité des bordures de champs boisées. 177

6.13 - Illustration de la donnée LiDAR en trois dimensions ; en haut à gauche une image d'élévation (points hauts en rouge, points bas en bleu) ; en haut à droite, information d'élévation interpolée ; en bas, vue du sol des points du LiDAR, on distingue un champ (points bleus-verts) et une haie (points rouges-jaunes). 180

6.14 - Illustration de la donnée LiDAR en format de points, en trois dimensions, vu du sol. En haut, une haie représentée par les points du LiDAR, en bas, deux photographies de terrain prises à 2 jours d'intervalle de la prise de vue du LiDAR. 180

CHAPITRE 7

7.1 - Cartes de l'occupation des sols de 2000 à 2009 issues de la base de données de la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères. 191

7.2 - Organigramme général résumant les principales étapes méthodologiques. 192

7.3 - Homogénéité et hétérogénéité d'un paysage : hétérogénéité maximale et quasi maximale de la répartition de deux classes d'usage du sol pour les configurations de gauche et du milieu, homogénéité maximale pour la configuration de droite (d'après Burel, Baudry, 1999). 194

7.4 - Méthodologie de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire. 196

7.5 - Schéma résumant le passage du niveau parcelle au niveau îlot. 197

7.6 - Méthodologie de l'analyse de voisinage au niveau îlot. 197

7.7 - Représentation statistique des variables descriptives des successions culturales. Le diagramme 1 illustre les variables « nombre de prairies » et « nombre de cultures », le diagramme 2 les variables « maximum de prairies » et « maximum de cultures » et le diagramme 3 la variable « changement ». 198

7.8 - Pourcentages des types de successions culturales pour l'ensemble du site d'étude et les sites A, B et C, à gauche. Cartographie des types de successions culturales (prairie/culture) à Pleine-Fougères, à droite. 201

7.9 - Résultats de l'analyse de voisinage au niveau parcellaire. Chaque diagramme représente, pour un type de succession considéré, le pourcentage des cinq types de successions présentes dans son voisinage. 202

7.10 - Résultats de l'analyse de voisinage au niveau îlot. Chaque diagramme représente, pour un type de succession considéré, le pourcentage des cinq types de successions présentes dans son voisinage. 204

7.11 - Carte du réseau de haies issue de la numérisation manuelle de photographies aériennes (vols ULM) en 2008. 207

7.12 - Cartes des haies issues du traitement des données de télédétection (extrait du site B). 208

7.13 - Carte de la base de données « émondage » sur une période de 10 ans (1996 - 2006) (Source : Lotfi, 2008). 209

7.14 - Organigramme de traitement de l'analyse de la répartition spatiale des haies selon les types de successions culturales présentes dans le voisinage des haies. 210

7.15 - Pourcentage de chaque type de haies sur l'ensemble du site d'étude (PF) et le long du gradient paysager où le site A représente un paysage fermé au bocage dense, le site C un paysage ouvert et site B un paysage intermédiaire. 212

7.16 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies (définies par la carte de référence, 2008). A gauche : résultats statistiques des types de successions culturales adjacentes aux haies par site (PF : Pleine Fougères ; PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la carte de référence et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage. 215

7.17 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies, selon le type. A gauche : pourcentage de types de successions culturales adjacentes aux haies selon leur type : continuités de canopées > à 25 m, entre 10 m et 25 m, ou < à 10 m. (PF : Pleine-Fougères ; PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la cartographie des types de haies et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage. 216

7.18 - Analyse de la répartition spatiale des types successions culturales adjacentes aux haies émondées (source : Lotfi, 2008). A gauche : résultats statistiques des types de successions culturales adjacentes aux haies émondées par site (PP : Prairies Permanentes ; DP : Dominante Prairiale ; M : Mixte ; DC : Dominante Culturale ; CP : Cultures Permanentes). A droite : illustration du croisement des couches SIG de la carte des haies émondées et de la carte des types de successions culturales pour l'analyse de voisinage. 218

CHAPITRE 8

8.1 - Les pratiques agricoles territorialisées, représentation systémique et détail des éléments modélisés. 224

8.2 - Présentation des entités et des liens qui existent entre elles dans le modèle DySPATSH. 228

8.3 - Les trois étapes principales de l'initialisation du modèle DySPATSH : la création des agents « agriculteurs », l'attribution des parcelles et la création des haies. 229

8.4 - Les étapes de la simulation du modèle DySPATSH. 230

8.5 - Illustration de la règle de base dite règle « agronomique » du modèle DySPATSH. 230

8.6 - Illustration de la règle de décision « influence du voisinage », où l'agent « agriculteur » détermine sa pratique selon celle présente majoritairement dans son voisinage (Moore – 8 voisins). 231

8.7 - Présentation de l'interface graphique du modèle DySPATSH sur la plate-forme NetLogo (Wilensky, 1999). 235

8.8 - Analyse de l'évolution de la densité de haies (densité totale et par type de haies) selon les six scénarios. 241

8.9 - Analyse de l'évolution de la densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol des parcelles auxquelles elles appartiennent (parcelles toujours en prairie, parcelles mixtes, parcelles toujours en culture), pour les six scénarios définis. 242

8.10 - Variabilité du nombre d'îlots parcellaires selon le type de paysage simulé : en haut, nombre total d'îlots parcellaires ; en bas, par type d'îlots parcellaires. Chaque boîte à moustaches est calculée à partir de 100 simulations. 245

8.11 - Représentation de la variabilité du nombre d'îlots parcellaires sur l'interface graphique du modèle DySPATSH. A gauche, l'interface représente uniquement les parcelles du paysage simulé ; à droite l'interface représente le paysage (parcelles + haies) en fin de simulation. Les quatre exemples ont été choisis pour représenter les configurations au nombre minimal et maximal d'îlots de parcelles pour les scénarios 2 et 6. 246

8.12 - Analyse de l'évolution de la densité de haies (densité totale et par type de haies) selon le nombre maximal et minimal d'îlots de parcelles des six scénarios. 249

8.13 - Analyse de l'évolution de la densité de haies selon le type de succession d'occupation du sol des parcelles auxquelles elles appartiennent (parcelles toujours en prairie, parcelles mixtes, parcelles toujours en culture) et selon le nombre maximal et minimal d'îlots de parcelles des six scénarios. 250

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 2

2.1 - Nomenclature de niveau 3 de CORINE Land Cover pour les territoires agricoles (Source : IFEN) 42

2.2 - Synthèse des inventaires spatialisés relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols en France et en Europe. 43

CHAPITRE 3

3.1 - Statistiques du linéaire bocager en 1996 et 2008 (Sources : Agreste - DRAAF Bretagne - Enquêtes Régionales Haies 2008 et Haies 1996). 68

CHAPITRE 4

4.1 - Résolutions des données MODIS (Sources : NASA). 87

4.2 - Présentation des produits MODIS (Sources : NASA). 88

4.3 - Typologie des classifications d'été des séries temporelles d'images MODIS de la Bretagne de 2001 à 2008. 90

4.4 - Exemples de successions de l'occupation du sol extraites à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2001 et 2008. 94

4.5 - Les indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage déterminés à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2001 et 2008. 94

4.6 - Résultats statistiques de la classification des successions de l'occupation du sol (en pourcentage de la Surface Agricole Utile). 100

4.7 - Résultats statistiques de la classification de la durée des prairies (en pourcentage de la Surface Agricole Utile). 103

CHAPITRE 5

5.1 - Caractéristiques des images de télédétection utilisées. 112

5.2 - Caractéristiques des données de référence. 114

5.3 - Tests des paramètres de segmentation multicritères de l'orthophotoplan aux niveaux de segmentation « arbre », « linéaire » et « parcelle ». 119

5.4 - Paramètres de segmentation multicritère appliqués à l'ensemble des données de télédétection pour les trois niveaux de segmentation : 1- niveau fin (« arbre »), 2- niveau intermédiaire (« linéaire »), 3- niveau supérieur (« parcelle »). 121

5.5 - Fonctions d'appartenance et seuils de classification des données de télédétection. 124

5.6 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'orthophotoplan et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 129

5.7 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image KOMPSAT II et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 129

5.8 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 (5 m) et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 130

5.9 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 (10 m) et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 130

5.10 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image ASTER VNIR comparée à la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 131

5.11 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image IRS P6 LISS III et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 131

5.12 - Résultats de l'indicateur de performance de localisation (Klocation) des classifications. 132

5.13 - Pourcentage de mètres de linéaire bocager représenté par les classifications de l'orthophotoplan par niveau de segmentation. 132

5.14 - Résultats statistiques des classifications de l'ensemble du jeu de données (pourcentage de mètres de linéaire bocager représenté par les classifications). 134

5.15 - Résultats de la cartographie du réseau linéaire bocager pour l'ensemble du jeu de données. 137

5.16 - Caractéristiques des cartographies du linéaire bocager produites à partir des données de télédétection. 143

5.17 - Coefficients de corrélation (R^2) calculés entre la variable *densité de haies* (*HD*) et la variable *gradient d'ouverture du paysage* (*LG*) pour chaque carte dans une taille de fenêtre de 100, 250 et 1000 m. Toutes les corrélations sont significatives (Test de Pearson, N=74). 148

5.18 - Coefficients de corrélation (R^2) pour les deux variables paysagères (densité *HD* et gradient d'ouverture *LG*), calculés entre les cartes (*MD, Ortho, Spot5, Spot10, Aster, Irs*), pour les fenêtres de taille de 100, 250 et 1000 m. Seules les corrélations significatives sont présentées (Test de Pearson, N=74). NS : Non Significatif. 149

CHAPITRE 6

6.1 - Caractéristiques des images SPOT 5 et KOMPSAT II. 161

6.2 - Caractéristiques techniques des données LiDAR utilisées. 162

6.3 - Caractéristiques des données de référence. 163

6.4 - Paramètres de segmentation multi-niveaux et multicritères des données de télédétection (le niveau 1 correspond aux objets « parcelles » et le niveau 2 aux objets « arbres »). 166

6.5 - Paramètres de classification multi-niveaux des images de télédétection (le niveau 1 correspondant aux objets « parcelles », le niveau 2 aux objets « arbres »). 167

6.6 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image SPOT 5 et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 171

6.7 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image KOMPSAT II et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 171

6.8 - Tableau de contingence confrontant la classification réalisée à partir de l'image LiDAR et la carte de référence correspondante (1-bocage ; 2-eau ; 3-bois ; 4-bâti ; 5-maïs ; 6-céréale ; 7-prairie ; 8- autres). 171

CHAPITRE 7

7.1 - Typologie de la base de données « Occupation du sol » de la Zone Atelier Armorique, site de Pleine-Fougères. 191

7.2 - Exemples de successions culturales extraites à partir de la base de données de l'occupation du sol entre 2000 et 2009. 193

7.3 - Valeur médiane des variables descriptives pour les types 2, 3 et 4 de successions dérivées de la classification K-means. 199

7.4 - Répartition statistique des types de successions culturales. 200

7.5 - Résultats de l'analyse du voisinage au niveau parcellaire. Pourcentage de chaque type de succession dans le voisinage du type analysé. 202

7.6 - Résultats de l'analyse du voisinage au niveau îlot parcellaire. Pourcentage de chaque type de succession dans le voisinage du type analysé. 203

7.7 - Caractéristique des données utilisées. 206

7.8 - Rappel des caractéristiques des données de télédétection utilisées pour réaliser les cartographies du réseau bocager. 208

7.9 - Résultats statistiques de la numérisation manuelle de l'ensemble du réseau de haies, pour l'année 2008. 211

7.10 - Résultats statistiques de la numérisation manuelle des haies émondées sur une période de 10 ans (1996-2006) (Source : Lotfi, 2008). 214

CHAPITRE 8

8.1 - Présentation du protocole ODD d'après Grimm *et al.* (2010). 225

8.2 - Présentation des scénarios simulés. 237

8.3 - Statistiques descriptives de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires selon les paysages simulés (Îlot P. : toujours en prairie ; Îlots M. : mixte ; Îlots C. : toujours en culture). 244

8.4 - Nombre minimum et maximum d'îlots de parcelles par scénario. 247

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS iii
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES vii
SOMMAIRE ix

INTRODUCTION GENERALE 1

PARTIE 1 - ETUDE DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER 7

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE 9

CHAPITRE 1 - LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : TYPOLOGIE ET ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE 11

INTRODUCTION 13
1.1. Les pratiques agricoles associées au réseau bocager : éléments de définitions 13
1.1.1. Le bocage et la haie 13
1.1.1.1. Définitions du bocage 13
1.1.1.2. Définitions de la haie 15
1.1.1.3. Fonctionnalités des haies et du bocage 19
1.1.2. Les pratiques agricoles 21
1.1.2.1. Définitions et typologie des pratiques agricoles 21
1.1.2.2. Les pratiques agricoles associées aux haies 23
1.2. L'organisation spatio-temporelle des pratiques agricoles 25
1.2.1. Les pratiques agricoles : analyse systémique 25
1.2.2. Les niveaux d'organisation des pratiques agricoles effectuées sur les haies 27
1.2.2.1. Distinctions sémantiques 27
1.2.2.1.1. Echelle et niveau d'organisation 27
1.2.2.1.2. Niveau d'organisation et hiérarchie 29
1.2.2.2. Organisation multi-niveaux des pratiques agricoles 30
1.2.2.2.1. Au niveau parcellaire 30
1.2.2.2.2. Au niveau de l'îlot parcellaire 33
1.2.2.2.3. Au niveau du territoire 34
1.3. Echelles, objets, pixels 34
1.3.1. Les objets d'intérêt 34
1.3.2. L'observation des objets géographiques d'intérêt 36
1.3.3. Echelles d'analyses et de restitution de l'information 37
CONCLUSION 38

CHAPITRE 2 - LES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER : ETAT DE L'ART 39

INTRODUCTION 40
2.1. Identification et caractérisation du bocage : données et méthodes 40
2.1.1. Les inventaires spatialisés existants 40
2.1.1.1. Les inventaires relatifs aux modes d'occupation et d'utilisation des sols 40
2.1.1.2. Les inventaires et cartographies du réseau bocager 44
2.1.2. La télédétection : données et méthodes 48

2.1.2.1. Identification et caractérisation des haies à partir de données de télédétection 48
2.1.2.2. Une méthode contextuelle : la méthode orientée-objets 52
2.2. La modélisation des pratiques agricoles : quels outils pour quels résultats ? **53**
2.2.1. La modélisation multi-agents … 53
2.2.2. … appliquée en environnement 55
CONCLUSION 59

CHAPITRE 3 – LES SITES D'ETUDE **61**

INTRODUCTION 62
3.1. A l'échelle régionale : la Bretagne **62**
3.1.1. Des changements historiques 62
3.1.2. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale : « de la ferme à la firme » 63
3.1.3. Des changements récents majeurs à l'échelle régionale … mais aux rythmes et intensités variables localement 64
3.1.4. Aujourd'hui, un paysage agricole diversifié 65
3.1.5. L'évolution récente des haies en Bretagne 67
3.2. A l'échelle locale : la Zone Atelier « Armorique », site de Pleine-Fougères **70**
3.2.1. Caractéristiques du site de Pleine-Fougères 70
3.2.2. Pleine-Fougères : un réseau de recherches pluridisciplinaires 75

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 79

PARTIE 2 - OBSERVATION DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER PAR TELEDETECTION **81**

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE 83

CHAPITRE 4 – LE PAYSAGE BOCAGER OBSERVE A L'ECHELLE REGIONALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A MOYENNE RESOLUTION **85**

INTRODUCTION 86
4.1. Les données **87**
4.1.1. Les séries temporelles d'images MODIS 87
4.1.2. Les classifications de l'occupation du sol à l'échelle de la Bretagne **89**
4.2. Méthodologie 93
4.2.1. La fusion des classifications en une base de données temporelle 93
4.2.2. La détermination de la dynamique d'occupation du sol 93
4.2.3. L'élaboration des indicateurs de pratiques agricoles effectuées sur le bocage 94
4.2.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile 95
4.2.3.2. Les successions de cultures et prairies 95
4.2.3.3. La durée des prairies 95
4.3. Résultats **96**
4.3.1. Les changements majeurs de la Surface Agricole Utile 96
4.3.2. L'évolution de l'occupation du sol de la SAU en Bretagne entre 2001 et 2008 98
4.3.3. Les successions de cultures et prairies 100
4.3.4. La durée des prairies 102
4.4. Discussion **104**
CONCLUSION 107

CHAPITRE 5 – IDENTIFICATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A HAUTE ET TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE **109**

INTRODUCTION 111

5.1. Evaluation des données de télédétection à haute et très haute résolution spatiale pour la cartographie du réseau bocager **112**

5.1.1. Données 112

5.1.1.1. Les données de télédétection 112

5.1.1.2. Les données de référence 113

5.1.2. Méthodologie 115

5.1.2.1. Démarche générale : une approche contextuelle orientée-objets 116

5.1.2.2. Les prétraitements 118

5.1.2.3. La segmentation 118

5.1.2.3.1. Les tests effectués sur l'orthophotoplan 119

5.1.2.3.2. L'application à l'ensemble des images 120

5.1.2.4. La classification 123

5.1.2.5. La validation des classifications 125

5.1.2.6. Evaluation comparative de la précision des cartes obtenues par classification 127

5.1.2.6.1. A travers la quantification du linéaire bocager 127

5.1.2.6.2. A travers la localisation et la caractérisation des éléments linéaires cartographiés 128

5.1.3. Résultats 128

5.1.3.1. La précision des classifications 128

5.1.3.2. Evaluation quantitative 132

5.1.3.2.1. Résultats obtenus à partir de l'orthophotoplan 132

5.1.3.2.2. Résultats obtenus à partir de l'ensemble des données de télédétection 134

5.1.3.3. Evaluation cartographique 136

5.1.4. Discussion 139

5.2. Evaluation écologique multi-échelle des données de télédétection **142**

5.2.1. Données 142

5.2.1.1. Les cartographies du réseau linéaire bocager 142

5.2.1.2. Les données biologiques 143

5.2.2. Méthodologie 144

5.2.2.1. *Evaluation multiscalaire de la structure des haies* 144

5.2.2.2. *Analyse statistique à partir de métriques paysagères* 146

5.2.2.3. Analyse statistique à partir de données biologiques 147

5.2.3. Résultats 147

5.2.3.1. Evaluation multiscalaire de la structure des haies 147

5.2.3.2. Evaluation écologique des cartographies des haies 150

5.2.3.2.1. Le *Pterostichus melanarius* 150

5.2.3.2.2. L'Abax parallelepipedus 150

5.2.4. Discussion 152

CONCLUSION 155

CHAPITRE 6 – CARACTERISATION DU RESEAU BOCAGER A L'ECHELLE LOCALE A PARTIR D'IMAGES DE TELEDETECTION A TRES HAUTE RESOLUTION SPATIALE ET DE DONNEES 3D LIDAR **157**

INTRODUCTION 159

6.1. Site d'étude et données **160**

6.1.1. Site d'étude 160
6.1.2. Données 160
6.1.2.1. Les images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II 160
6.1.2.2. L'image laser aéroportée LiDAR 161
6.1.2.3. Les données de référence 163
6.2. Méthodologie 164
6.2.1. Les prétraitements des données 165
6.2.1.1. Prétraitements des images à très haute résolution spatiale SPOT 5 et KOMPSAT II 165
6.2.1.2. Prétraitements de l'image LiDAR 165
6.2.2. La segmentation 165
6.2.3. La classification 166
6.2.4. La validation 168
6.2.5. La caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées 169
6.3. Résultats 170
6.3.1. Evaluation de la qualité des classifications 170
6.3.1.1. La précision des classifications 170
6.3.1.2. Evaluation des résultats cartographiques 172
6.3.2. Caractérisation de la continuité des bordures de champs boisées 174
6.3.2.1. Analyse de composition 174
6.3.2.2. Analyse de morphologie 174
6.3.2.3. Analyse de l'arrangement spatial 175
6.3.2.4. Carte des continuités des bordures de champs boisées 176
6.4. Discussion 177
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 178

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE 181

PARTIE 3 – ANALYSE SPATIALE ET MODELISATION DES PRATIQUES AGRICOLES ASSOCIEES AU RESEAU BOCAGER 183

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE 185

CHAPITRE 7 – ANALYSE SPATIALE DES PATRONS D'ORGANISATION DES PRATIQUES AGRICOLES 187

INTRODUCTION 189
7.1. Analyse spatiale de la dynamique de l'occupation du sol aux échelles de la parcelle et de l'îlot parcellaire 190
7.1.1. Les données 190
7.1.2. Méthodologie 192
7.1.2.1. Extraction des successions culturales 192
7.1.2.2. Classification des successions culturales 193
7.1.2.2.1. Les variables descriptives des successions culturales 193
7.1.2.2.2. Méthodologie de la classification des successions culturales 194
7.1.2.3. Détermination de la répartition spatiale des types de successions culturales par analyse de voisinage 194
7.1.2.3.1. Principe général 194
7.1.2.3.2. Au niveau parcellaire 195
7.1.2.3.3. Au niveau îlot 196

7.1.3. Résultats 198
7.1.3.1. Analyse des variables descriptives des successions culturales 198
7.1.3.2. Classification des successions culturales 199
7.1.3.3. Analyse de voisinage de la répartition spatiale des successions culturales 201
7.1.3.3.1. Au niveau parcellaire 201
7.1.3.3.2. Au niveau îlot 203
CONCLUSION 205
7.2. Analyse spatiale d'éléments de structures paysagères au sein de la dynamique de l'occupation du sol 206
7.2.1. Les données 206
7.2.1.1. La carte de référence 207
7.2.1.2. Les cartes du réseau bocager issues des données de télédétection 207
7.2.1.3. La carte de la pratique de l'émondage 208
7.2.1.4. La carte des successions culturales 209
7.2.2. Méthodologie 209
7.2.2.1. Caractérisation des types de haies 209
7.2.2.2. Détermination de la répartition spatiale des haies selon les successions culturales voisines 210
7.2.3. Résultats 211
7.2.3.1. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies : 211
7.2.3.1.1. de l'ensemble du réseau de haies 211
7.2.3.1.2. par type de haies 212
7.2.3.1.3. des haies émondées 214
7.2.3.2. Analyse de la répartition spatiale du réseau de haies selon les successions culturales voisines : 214
7.2.3.2.1. de l'ensemble du réseau de haies 214
7.2.3.2.2. par type de haies 215
7.2.3.2.3. des haies émondées 217
CONCLUSION 218

CHAPITRE 8 – UN MODELE MULTI-AGENTS POUR L'ANALYSE DE LA DYNAMIQUE D'EVOLUTION DES HAIES 221

INTRODUCTION 223
8.1. Méthodologie : description du modèle DySPATSH selon le protocole ODD 224
8.1.1. Vue d'ensemble (Overview) 225
8.1.1.1. Objectif (Purpose) 225
8.1.1.2. Entités, variables d'état et échelles (Entities, state variables and scales) 227
8.1.1.3. Processus et ordonnancement (Process overview and scheduling) 229
8.1.2. Conception (Design concepts) 232
8.1.2.1. Principes de base (Basic principles) 232
8.1.2.2. Emergence (Emergence) 232
8.1.2.3. Interaction (Interaction) 233
8.1.2.4. Stochasticité (Stochasticity) 233
8.1.2.5. Observation (Observation) 233
8.1.3. DySPATSH sur NetLogo 234
8.1.3.1. Choix de l'environnement de travail pour la modélisation 234
8.1.3.2. Représentation graphique du modèle DySPATSH 234
8.1.4. L'expérimentation du modèle DySPATSH 236
8.1.5. La validation du modèle DySPATSH 237
8.2. Résultats 237

8.2.1. Analyse de la variabilité du nombre et du type d'îlots parcellaires 238
8.2.2. Analyse de l'évolution des haies selon les scénarios 243
8.2.3. Analyse de l'impact de la fragmentation du paysage sur l'évolution des haies 247
8.3. Discussion 251
CONCLUSION 255

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE 257

CONCLUSION GENERALE 259

BIBLIOGRAPHIE 263
ANNEXE 281
LISTE DES ENCADRES 289
LISTE DES FIGURES 290
LISTE DES TABLEAUX 298
TABLE DES MATIERES 302

Résumé : Aujourd'hui l'environnement connaît des bouleversements fondamentaux dus en grande partie à l'action de l'homme sur les milieux. En effet, tandis que les phénomènes climatiques et biophysiques ont été pendant longtemps les moteurs principaux des transformations des surfaces terrestres, l'Homme est aujourd'hui à l'origine de la majeure partie des transformations qui affectent les écosystèmes terrestres. Ainsi, les pratiques des acteurs du territoire jouent un rôle fondamental sur les modifications de l'usage des sols, et par conséquent sur les écosystèmes environnementaux. L'intensification de l'agriculture entraîne une dégradation des milieux « naturels », et de profonds changements dans les structures paysagères. Dans les régions bocagères, la gestion du réseau de haies joue un rôle déterminant dans la conservation des écosystèmes, de la biodiversité tant faunistique que floristique et également sur la qualité de l'eau, des sols, … Cette thèse, centrée sur les haies bocagères, porte plus particulièrement sur l'identification de pratiques agricoles territorialisées et sur leur organisation spatio-temporelle.

Les objectifs poursuivis dans cette thèse sont d'étudier les pratiques agricoles effectuées sur les haies en Bretagne à travers leurs interactions avec les structures paysagères, et d'en modéliser le fonctionnement, afin de comprendre comment elles influencent la dynamique du paysage.

L'identification et la caractérisation des pratiques agricoles ont été effectuées à partir de l'évaluation de différents types d'images de télédétection à haute et très haute résolution spatiale et de données laser aéroportées LiDAR, en utilisant une approche de classification contextuelle orientée-objets. La modélisation des pratiques agricoles a été réalisée avec un modèle multi-agents, afin de prendre en compte la dimension spatiale des jeux d'acteurs pour évaluer l'influence des pratiques agricoles sur l'évolution du réseau de haies.

Les résultats de l'observation du réseau bocager à partir des données de télédétection mettent en avant leur complémentarité : la caractérisation de la continuité des haies à un niveau fin est rendue possible grâce aux images à très haute résolution spatiale, tandis que la détermination et la cartographie des pratiques agricoles à l'échelle de l'arbre peut être appréhendée à partir de données laser aéroportées de type LiDAR. L'observation et la caractérisation du réseau de haies ont permis de déterminer l'arrangement spatial des structures boisées en prenant en compte non plus seulement la présence des éléments mais également leur emprise dans le paysage et leur agencement au sein de la dynamique temporelle des successions culturales. Le modèle multi-agents développé a permis d'analyser l'influence des pratiques agricoles sur la dynamique du paysage, et de déterminer l'importance de décisions prises au niveau local sur l'évolution du réseau de haies à une échelle supérieure.

Mots clés : Pratiques agricoles, Bocage, Analyse spatiale, Systèmes complexes, Echelles et niveaux d'organisation, Télédétection, Méthode orientée-objets, Modélisation spatiale, Systèmes Multi-Agents.

Abstract: Today the environment is experiencing fundamental changes, largely due to human activity. Indeed, while climate and biophysical phenomena have been the main drivers of land surface transformations for a long time, humans are now responsible for most of the changes affecting terrestrial ecosystems. Thus, the practices of local actors play a key role in land use change and therefore in environmental ecosystems. Intensification of agriculture causes degradation in the "natural" environment and significant changes in landscape structures. In "bocage" regions, hedgerow network management plays a key role in ecosystem conservation, biodiversity, vegetation and wildlife and in the quality of water, soil, etc. This thesis focuses on hedgerows, and especially on the identification of territorialized agricultural practices and their space-time organization.

The objectives of this thesis are to study hedgerow agricultural practices in Brittany through their interactions with landscape structures, and to model their organization, in order to understand how they influence landscape dynamics.

The process of identification and characterization of agricultural practices was undertaken by evaluating different types of remote sensing images with high and very high spatial resolution and airborne LiDAR data, using a contextual approach to object-oriented classification. The modeling of agricultural practices was performed with a multi-agent model in order to take into account the spatial dimension of actor decisions and to evaluate the influence of agricultural practices on hedgerow network evolution.

The results of the hedgerow network analysis using remote sensing data highlight their complementarities: detailed characterization of hedgerow continuity is made possible using high spatial resolution images, while determination and mapping of agricultural practices at the tree scale can be seen from airborne LiDAR data. The process of observation and characterization of the hedgerow network allows determination of the spatial arrangement of the woody structure, by taking into account not only the presence of individual elements, but also their extent in the landscape and their spatial arrangement within crop succession temporal dynamics. The multi-agent model developed allowed analysis of the influence of agricultural practices on landscape dynamics, and determination of the importance of making local level decisions on the hedgerow network evolution at a larger scale.

Key words: Agricultural practices, Bocage, Spatial analysis, Complex systems, Scales and organization levels, Remote sensing, Object-oriented method, Spatial modeling, Multi-agent systems.