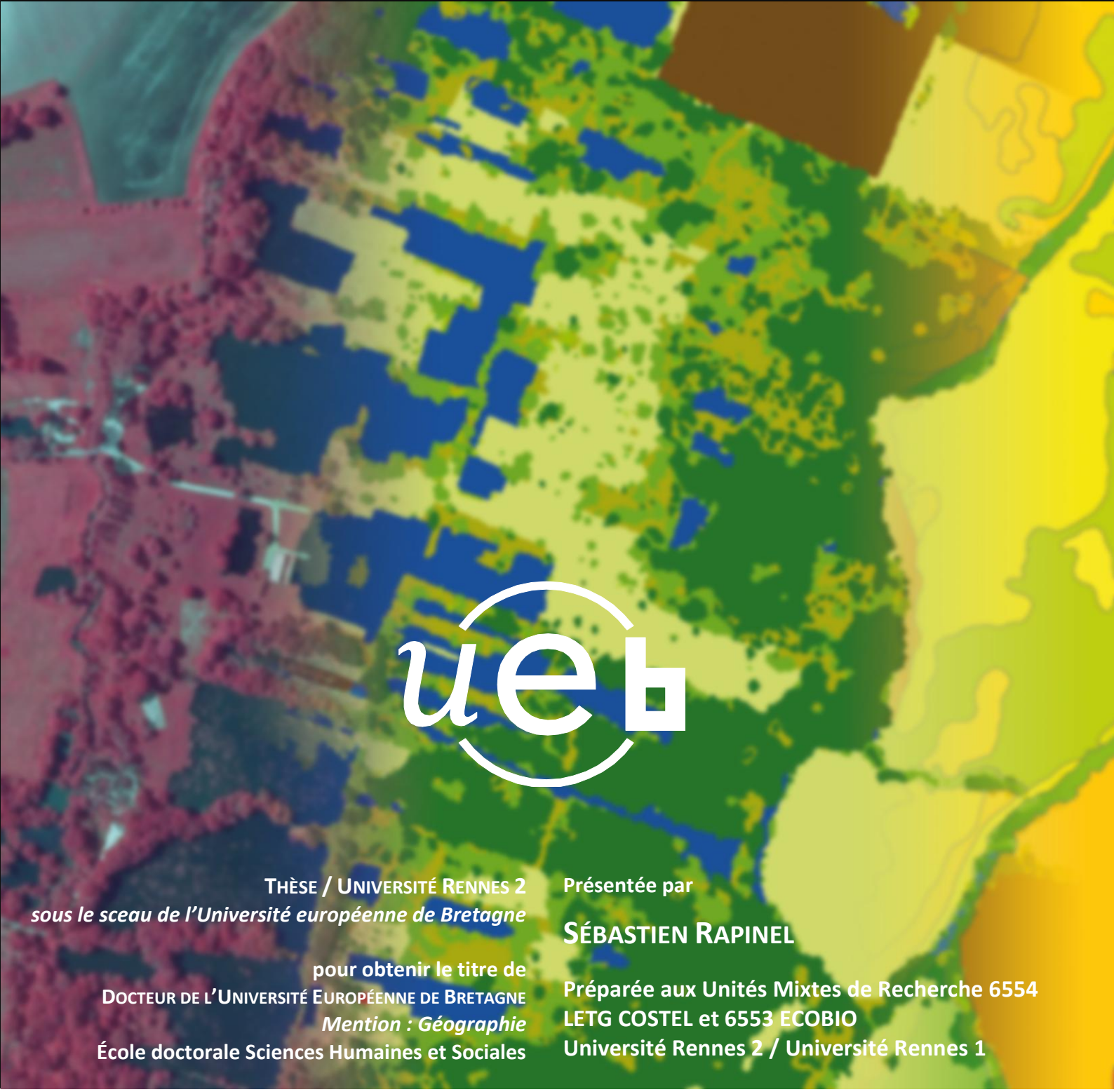


THÈSE / UNIVERSITÉ RENNES 2
sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne

pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ EUROPÉENNE DE BRETAGNE
Mention : Géographie
École doctorale Sciences Humaines et Sociales

Présentée par

SÉBASTIEN RAPINEL

Préparée aux Unités Mixtes de Recherche 6554
LETG COSTEL et 6553 ECOBIO
Université Rennes 2 / Université Rennes 1

Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides : De l'observation à la modélisation prospective

Thèse soutenue à Rennes le 03 septembre 2012
devant le jury composé de :

Geneviève Barnaud
Professeur, Muséum National d'Histoires Naturelles, Paris / *Rapporteuse*

Hervé Piégay
Directeur de recherche UMR EVS, Lyon / *Rapporteur*

Pascal Kosuth
Directeur UMR TETIS, Montpellier / *Examinateur*

Edward Maltby
Professeur émérite, Université Liverpool / *Examinateur*

Bernard Clément
MDC-HDR, Université Rennes 1 / *Co-directeur de thèse*

Laurence Hubert-Moy
Professeur, Université Rennes 2 / *Directrice de thèse*

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

REMERCIEMENTS

Merci à toutes les personnes qui ont contribué, d'une façon ou d'une autre, à l'aboutissement de cette thèse.

Tout d'abord, je remercie chaleureusement ma directrice de thèse, Laurence Hubert-Moy, et mon co-directeur, Bernard Clément, pour m'avoir donné l'opportunité de travailler sur un sujet aussi passionnant et plein de potentiel ! Leurs grandes complicités et complémentarités effectives ont rendu ce travail de thèse d'autant plus agréable et efficace. Merci pour tous le temps consacré à mon apprentissage de doctorant et pour tous les savoirs transmis, aussi bien en laboratoire que sur les nombreuses sorties à Sougéal ou en Dordogne.

Merci à Geneviève Barnaud, Pascal Kosuth, Edward Maltby et Hervé Piégay pour avoir accepté de participer au jury et d'évaluer cette thèse.

Merci à l'école doctorale SHS, en particulier à Vincent Dubreuil et Joëlle Bisson pour les formations transversales et le soutien financier qui a contribué au bon déroulement de mon doctorat.

Le sujet de cette thèse, transdisciplinaire, m'a amené à rencontrer de nombreux chercheurs de l'OSUR. Merci à Cendrine Mony, Elven Lanoé et Laure Meneau de l'équipe Écobio ; merci à Cécile Maréchal et Éric Pottier de l'IETR ; merci à Philippe Mérot, Christophe Cudennec et Jérôme Fénéon de l'INRA SAS ; merci à Dimitri Lague et Olivier Dauteuil de Géosciences. Je n'oublie pas non plus les chercheurs qui ont eu l'amabilité de m'aider à distance depuis l'étranger : Ron Jansen (Institute for Environmental Studies), Chris Hopkinson (CSIRO), Jarlath O'Neil-Dunne (University of Vermont) et Robert J. McGaughey (University of Washington).

Merci à tous les gestionnaires des zones humides qui m'ont guidé sur le terrain que cela soit en Dordogne (Olivier Guerri et Mélanie Ozenne, EPIDOR ; Yann Jeandenans, SIAH Lizonne ; Yannick Coulaud, CAUE) ou en Bretagne (Aurélien Bellanger, Communauté de Communes de la Baie du Mont Saint Michel ; François Xavier Dupontcherel, SAGE Couesnon).

J'ai pu travailler dans d'excellentes conditions au laboratoire LETG Rennes COSTEL. Merci à tous les membres, et plus particulièrement aux personnels administratifs (Roselyne, Marie-France), aux chercheurs confirmés (Hervé, Olivier, Isabelle), aux enseignants-chercheurs (Simon, Johan, Samuel, Valérie, Vincent, Jean-Pierre) et aux apprentis-chercheurs (Jean, Clémence, Alban, Pauline, Xavier, Maxime, Julie, Pauline, Chloé, Nathan, Cyril, Émilie…) avec qui j'ai partagé mon quotidien. Je tenais à remercier plus spécialement Jean qui m'a permis de progresser en SIG mais aussi en cueillette de champignons (48°11'34"N-1°35',19"O).

Merci à tous mes proches qui m'ont rappelé qu'il n'y a pas que les zones humides dans la vie. Merci à ma famille et mes amis (Éric, Corentin, Aurélien, Sophie, Florence, Benoit, Noémie, Sébastien, Yann, Anne Sophie, Céline, Marie G., Marie T., Guillaume, Hélène et Clément).

Enfin, un immense merci à Stéphanie qui m'a sans cesse soutenu et encouragé !

Bref, merci à vous tous !

« *Tous les modèles sont faux, mais certains sont utiles.* »

Pr. George Box, mathématicien

LISTE DE SIGLES ET ACRONYMES

AA	Assessment Area
AESN	Agence de l'Eau Seine Normandie
ALS	Airbone Laser Scanning
ALTI	ALTImétrique
ALTM	Aibone Laser Terrain Mapper
BD	Base de Données
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BV	Bassin-Versant
CA	Contributive Area
CARTHAGE	CARtographie Thématique des AGences de l'Eau
CASI	Compact Airbone Spectrographic Imager
CAUE	Conseil d'Architecture et d'Urbanisme de l'Environnement
CBD	Convention on Biological Diversity
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CHM	Canopy Height Model
CHRIS	Compact High Resolution Imaging Spectrometer
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
CORINE	Co-ORdination of Information on the Environnement
COSTEL	Climat et Occupation du Sol par TELédétection
CRCC	Communication Research Center Canada
CSIRO	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation
CTI	Compound Topographic Index
DCE	Directive Cadre Eau
DEFINITE	DEcisions on a FINITE set of alternative
DEM	Digital Elevation Model
DOE	Débit d'Objectif d'Étiage
DTR	Développement des Territoires Ruraux
ÉCOBIO	**É**COsystème BIOdiversité et évolution
EMDS	Ecosytem Management Decision Support
ENVAM	ENVironnement et AMénagement
EO	Earth Observation
EPIDOR	Établissement Public terrItorial du bassin de la DORdogne
ERS	European Remote-sensing Satellite
ETM	Enhanced Thematic Mapper
EUNIS	EUropean Nature Information System
EVALUWET	European VALuation and assessment tools supporting WETland ecosystem

	legislation
FAEWE	Functional Analysis of European Wetland Ecosystems
FAP	Functional Assessment Procedure
GEOBIA	GEographic Object-Based Image Analysis
GIS	Geographic Information System
GHz	Giga-Hertz
GLAS	Geoscience Laser Altimeter System
GLCM	Grey Level Co-occurrence Matrix
GO	Giga-Octets
GPS	Global Positioning System
HGM	HydroGeoMorphic
HGMU	HydroGeoMorphic Unit
HR	Haute Résolution
HRG	High Resolution Geometric
HRS	Haute Résolution Spatiale
IDW	Inverse Distance Weighted
IETR	Institut d'Électronique et des Télécommunications de Rennes
IGN	Institut Géographique National
IJPS	International Journal of Phacelie Studies
ILTER	International Long-Term Ecological Research
INEE	INstitut Ecologie Environnement
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
INTERREG	INTER REGional
IRC	Infra Rouge Couleur
JERS	Japanese Earth Ressources Satellite
KOMPSAT	KOre Multi Purpose SATellite
LETG	Littoral Environnement Télédétection Géomatique
LiDAR	Light Detection And Ranging
LTER	Long-Term Ecosystem Research
MAB	Man And Biosphere
MAE	Mesures Agro-Environnementales
MCE	Multi Criteria Evaluation
MEDD	Ministère de l'Environnement et du Développement Durable
MIR	Moyen Infra Rouge
MNCE	Modèle Numérique de Cours d'Eau
MNE	Modèle Numérique d'Élévation
MNHN	Muséum National d'Histoires Naturelles
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MSC	Multi-Spectral Camera

NDVI Normalized Difference Vegetation Index
NGF Nivellement Général de la France
NN Nearest Neighbor
ODEM Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan
ONZH Observatoire National des Zones Humides
ORTHO ORTHO-photoplan
OS Occupation des Sols
OSUR Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes
PAC Politique Agricole Commune
PBI Programme Biologique International
PEEW Potential Existing Efficient Wetlands
PIAO Photo-Interprétation Assistée par Ordinateur
PIR Proche Infra-Rouge
PLU Plan Local d'Urbanisme
PNR Parc Naturel Régional
PNRZH Programme National de Recherche sur les Zones Humides
POL POLarimétrie
PRD Patch Richness Density
PRF Pulse Repetition Frequency
PROBA PRoject for On-Board Autonomy
PROTOWET PRocedurial Operationalisation of Technique for the functional analysis of european WETlands
PROX PROXimity
RADAR RAdio Detection And Ranging
RADARSAT RAdio Detection And Ranging SATellite
RAM Random Access Memory
RGB Red Green Blue
RGP Réseau Géodésique Permanent
RMSE Root Mean Square Error
RVB Rouge Vert Bleu
SAGE Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SAR Synthetic Aperture Radar
SAS Sol Agro hydrosystème et Spatialisation
SAU Surface Agricole Utile
SCOT Schéma de COhérence Territorial
SDAGE Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SHDI SHannon Diversity Index
SHS Sciences Humaines et Sociale
SIAH Syndicat Intercommunal pour l'Aménagement Hydraulique

SIG Système d'Information Géographique
SIR Space borne Imaging Radar
SPOT Satellite Pour l'Observation de la Terre
TDR Time Domain Reflectometry
THRS Très Haute Résolution Spatiale
TIN Triangulated Irregular Network
TM Thematic Mapper
TVB Trames Vertes et Bleues
TY-FON TYpologie FONctionnelle des zones humides
ULM Ultra Léger Motorisé
UMR Unité Mixte de Recherche
UNESCO United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organisation
USGS United States Geological Survey
WAT Water And Territories
WEDSS Wetland Evaluation Decision Support System
WET Wetlands Evaluation Technique
ZA Zone Atelier
ZAA Zone Atelier Armorique
ZDH Zone à Dominante Humide
ZH Zone Humide
ZHIEP Zones Humides d'Intérêt Environnemental Particulier
ZICO Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux
ZNIEFF Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique
ZPS Zone de Protection Spéciale
ZSC Zone Spéciale de Conservation
ZSGE Zones Stratégiques de Gestion de l'Eau

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS 5
LISTE DE SIGLES ET ACRONYMES 9
INTRODUCTION GÉNÉRALE 15
PREMIÈRE PARTIE 21
CHAPITRE 1 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES 25
CHAPITRE 2 : ÉTUDE DES ZONES HUMIDES PAR TÉLÉDÉTECTION 63
CHAPITRE 3 : LES SITES D'ÉTUDE 93
DEUXIÈME PARTIE 117
CHAPITRE 4 : LA DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES 121
CHAPITRE 5 : LA DÉTECTION ET LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE 147
CHAPITRE 6 : LA CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION 187
TROISIÈME PARTIE 233
CHAPITRE 7 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES ACTUELLES ET LEUR SPATIALISATION 237
CHAPITRE 8 : SIMULATION DE L'ÉVOLUTION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES SELON DIFFÉRENTS SCÉNARII D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE 293
CONCLUSION GÉNÉRALE 331
BIBLIOGRAPHIE 335
ANNEXES 355
LISTE DES FIGURES 369
LISTE DES TABLEAUX 375
TABLE DES MATIÈRES 379

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. Contexte général

Les zones humides, à l'interface entre terre et eau, sont des milieux riches et diversifiés, aux fonctions et valeurs multiples aujourd'hui largement reconnues (Fustec et Lefeuvre, 2000; Maltby et Barker, 2009; Mitsch et Gosselink, 2007). Elles ont connu une forte diminution au niveau mondial depuis plusieurs décennies (Maltby, 1986) et sont aujourd'hui toutes plus ou moins menacées et/ou dégradées (Williams, 1990), en raison principalement de la pression anthropique exercée sur ces écosystèmes (Turner, 1992), mais aussi du changement climatique (Murdoch *et al.*, 2000; Schindler, 1997; Acreman *et al.*, 2009). L'emprise et l'évolution actuelles des zones humides, en particulier dans les paysages fortement anthropisés, représentent actuellement un enjeu environnemental majeur, tant au niveau de la ressource en eau (McCartney et Acreman, 2009) que de la biodiversité (Gopal, 2009) ou de l'état de l'atmosphère. Le drainage important des zones humides au cours de ces dernières décennies au profit des cultures et de l'urbanisation a contribué, en plus d'une baisse notable de la biodiversité, à l'accélération des transferts de flux et de matières dans les hydrosystèmes, les dommages entraînés comprenant la pollution et l'eutrophisation des cours d'eau (Acreman et McCartney, 2009). Elles contribuent soit à libérer du carbone dans l'atmosphère, soit à le fixer. Un grand nombre de zones humides sont des bas-marais ou des tourbières qui génèrent des stocks de carbone importants et lorsqu'elles fonctionnent naturellement constituent des puits de carbone (Francez, 2000; Martikainen, 1996). *A contrario*, leur exploitation et les perturbations qu'elles subissent contribuent au rejet de gaz à effet de serre et notamment du méthane (Roulet *et al.*, 1992; Matthews et Fung, 1987; Clément et Francez, 2007; Martikainen *et al.*, 1995). Par ailleurs, plusieurs études ont montré la dégradation des zones humides existantes (Fustec et Lefeuvre, 2000; Williams, 1990), ce qui réduit l'efficacité de leurs fonctions et fait chuter leur valeur sur le plan économique.

Face à la prise de conscience des fonctions et valeurs des zones humides et à la sensibilité grandissante des organisations gouvernementales, régionales et du public aux effets néfastes, directs ou indirects, de la régression, voire dans certains cas de la disparition des zones humides, l'inventaire, la délimitation, la caractérisation et le suivi de ces milieux sont apparu comme un des éléments prioritaires des directives européennes sur la protection des milieux, et d'autres programmes d'action, parmi lesquels les programmes visant à la reconquête de la qualité de l'eau.

Les grandes zones humides, en raison de leur biodiversité, sont pour la plupart connues et inventoriées à travers le monde depuis leur reconnaissance en 1971 lors de la Conférence de Ramsar (Frazier, 1996) Ainsi, les zones humides françaises à caractère patrimonial sont, depuis plus de quinze ans (Bernard, 1994), protégées à travers différents dispositifs (ZNIEFF, Natura 2000, Observatoire National des Zones Humides (ONZH), Parcs Naturels Régionaux..). Elles ont très vite focalisé naturellement l'attention des gestionnaires et des décideurs. Mais il existe un très grand nombre de zones humides que l'on peut qualifier d'ordinaires, qui, si elles ne sont pas remarquables d'un point de vue patrimonial, le sont vis-à-vis de bon nombre d'autres fonctions parmi lesquelles les fonctions hydrologiques (désynchronisation des crues, soutien d'étiages…), biogéochimiques (contribution à l'épuration des eaux, production de ressources exportables telle que la biomasse..) et écologiques (éléments de réseaux biologiques, corridors…). Par exemple en

France, depuis le Plan National d'Action Zones Humides du Ministère de l'Environnement initié en 1995, toutes les zones humides, qu'elles soient patrimoniales ou ordinaires, font l'objet d'attentions de la part des pouvoirs publics à travers différents programmes, tels que le Programme National de Recherches sur les Zones Humides (PNRZH), l'Observatoire National des Zones Humides (ONZH), ou encore les Pôles Relais Zones Humides… Les programmes de recherche nationaux et internationaux menés spécifiquement sur ces milieux ont permis d'apporter des réponses aux questions touchant à leur délimitation et à leur caractérisation (Hubert-Moy, 2005; NRC, 1995; Barnaud et Dausse, 2000), mais aussi à leurs fonctions et valeurs (Mérot *et al.*, 2000; Fustec et Lefeuvre, 2000; Maltby *et al.*, 1996). Ces résultats de recherche ont été pris en compte en France dans la législation à travers les lois « Développement des Territoires Ruraux » en 2005 (DTR) et la Loi sur l'Eau en 2006 qui reconnaissent les fonctions et valeurs des zones humides dans le dispositif de régulation et de protection des eaux.

Toutefois, si la délimitation et la caractérisation grossière des zones humides apparaissent aujourd'hui opérationnelles sur de larges territoires, leur évaluation fonctionnelle reste circonscrite à des territoires de quelques km² au mieux. En effet, la démarche d'inventaire et de caractérisation des zones humides peut s'effectuer à trois échelles spatiales différentes qui correspondent à trois niveaux d'information complémentaires (Figure 1). Le niveau 1, qui correspond à l'approche descriptive des zones humides, est celui du porté à connaissance de la présence de ces milieux. Le repérage, la délimitation et la caractérisation des zones humides en termes d'occupation et d'utilisation des sols sont réalisés à ce niveau, que l'on peut considérer aujourd'hui comme opérationnel. Grâce aux bases de données existantes et aux images de télédétection, ils peuvent être réalisés à l'échelle d'un bassin versant de plusieurs centaines à milliers de Km² (I-MAGE CONSULT, 2006). Les inventaires réalisés à ce niveau visent à faciliter l'appropriation de ces milieux par les acteurs, par exemple à l'échelle d'un SDAGE. L'intérêt de ce niveau, est qu'au-delà des zones humides à fort intérêt patrimonial, il permet de repérer et d'inventorier l'ensemble d'autres zones parfois qualifiées de banales sur le plan de la biodiversité mais qui peuvent présenter un fort potentiel vis-à-vis d'autres fonctions. Le niveau 2, l'approche fonctionnelle, est celui de la caractérisation des différentes fonctions des zones humides et de leur évaluation. Il s'applique à des bassins versants élémentaires de plusieurs dizaines de km². Avant d'agir pour préserver et restaurer les zones humides, il est nécessaire de qualifier leurs principales fonctions à partir d'une démarche diagnostique à l'échelle du territoire où elles s'expriment, c'est-à-dire sur des espaces allant de quelques km² à quelques dizaines de km². Ce niveau, qui concerne les acteurs du territoire, est celui de la planification qui est effectuée à travers les documents d'urbanisme et d'aménagement du territoire (SCOT, PLU, SAGE...). Il doit contribuer à l'élaboration d'un système d'aide à la décision. En outre, le contexte dans lequel se situent les zones humides (espaces agricoles et urbains) et le degré de connectivité qui relie les zones humides entre elles ne sont généralement pas pris en compte, alors que ces paramètres jouent un rôle non négligeable sur les fonctions de ces milieux, sauf récemment dans le cadre des Trames Vertes et Bleues (TVB, Grenelle I et II). Le niveau 3, qui correspond à l'approche terrain, est celui de la gestion opérationnelle réalisée à l'échelle d'un site de quelques ha à quelques km². A cette échelle, il s'agit de mettre en œuvre une démarche diagnostique sur le terrain en vue d'entreprendre, le cas échéant, des actions de conservation, de restauration ou de réhabilitation des états et des fonctions des zones humides (Barnaud et Fustec, 2007; van der Valk, 2009). A ce niveau, les gestionnaires sont tentés de privilégier une fonction donnée, sans considérer les autres fonctions de la zone humide (Barnaud et Fustec, 2007).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

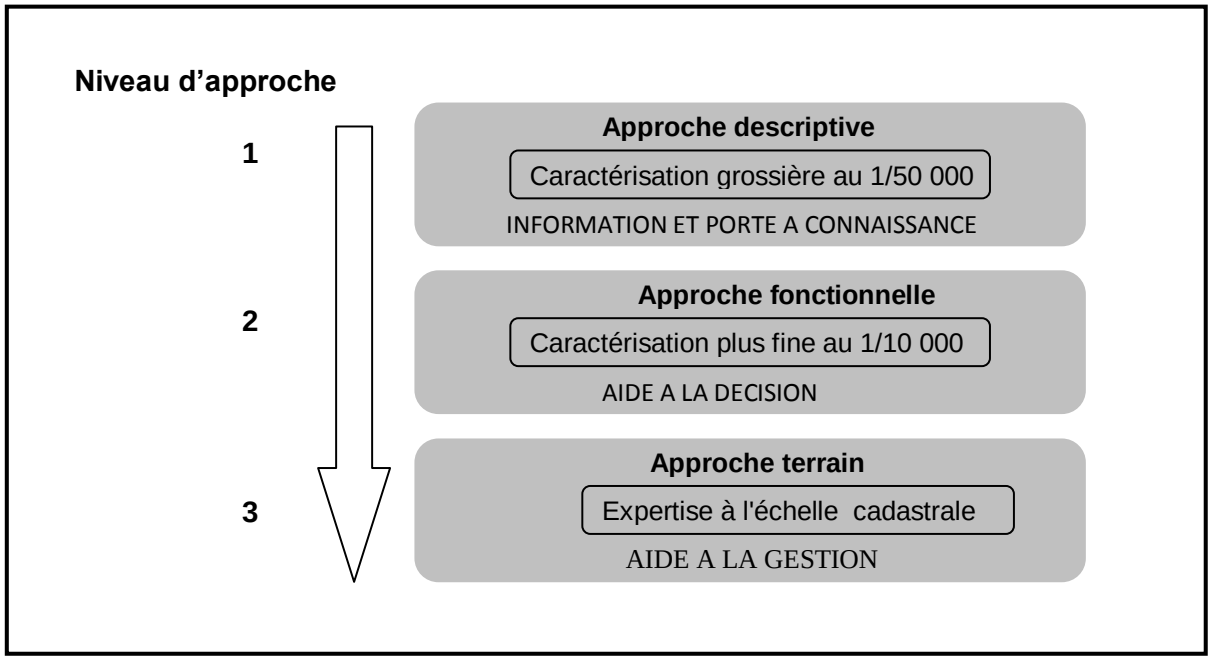


Figure 1 - Niveaux d'approche applicables à l'étude des zones humides (Clément et al., 2009)

Or, si les phases de porté à connaissance, auprès des acteurs de terrain, de l'emprise des zones humides sur les territoires et d'aide à la gestion de zones humides à l'échelle de quelques parcelles agricoles – c'est-à-dire les niveaux 1 et 3 – sont aujourd'hui opérationnelles, la phase d'aide à la décision sur des territoires de quelques km² à dizaines de km² – le niveau 2 – n'est généralement pas encore prise en compte, faute d'une démarche d'évaluation fonctionnelle clairement établie à cette échelle. Ainsi, face à la demande croissante des collectivités territoriales pour des opérations de maintien, d'entretien et de restauration des zones humides, répondant aux directives cadre européennes et nationales et aux divers programmes d'action, on constate l'absence de méthode d'évaluation spatialisée des zones humides, qui constituerait une aide à la gestion de ces milieux.

Il apparaît donc nécessaire de développer une méthode d'évaluation fonctionnelle des zones humides à l'échelle non plus d'une ou de quelques parcelles agricoles, mais à une échelle territoriale, afin de mettre en évidence les secteurs sur lesquels il est nécessaire de mettre en œuvre des actions pour restaurer telle ou telle fonction.

A cette échelle, une démarche diagnostique des fonctions des zones humides nécessite la mise en œuvre de protocoles de caractérisation fine des zones humides, en utilisant des outils de télédétection à très haute résolution spatiale. Jusqu'à présent, les données de télédétection existantes ne permettaient pas de caractériser suffisamment finement les zones humides pour en déduire leurs potentialités en termes fonctionnels (Hubert-Moy, 2005). Or les avancées technologiques récentes qui ont eu lieu dans l'industrie spatiale ouvrent des perspectives intéressantes pour cela. Par exemple, la mise en œuvre de nouveaux capteurs satellitaires dans le domaine optique caractérisés par une très haute résolution spatiale tels que Quickbird, IKONOS ou SPOT 5, permet d'envisager une cartographie détaillée de la végétation, ou l'exploitation de lasers aéroportés de type LiDAR offre l'opportunité de restituer finement la microtopographie et le réseau hydrologique. Ces données n'ont pas encore, à notre connaissance, été exploitées pour évaluer les fonctions des zones humides à une échelle territoriale.

2. Problématique scientifique

La problématique générale de cette thèse porte sur l'évaluation fonctionnelle des zones humides à une échelle territoriale, principalement à partir de données de télédétection. Il s'agit d'une problématique exploratoire, qui n'a, à notre connaissance, jamais été traitée. Nécessitant un travail pluridisciplinaire associant écologues, hydrologues et géographes, elle peut être décomposée en trois questions de recherche principales :

1. La caractérisation très fine de l'humidité des sols, de la végétation et des modes de gestion des zones humides, afin d'élaborer des descripteurs de l'état fonctionnel de ces milieux. Cette question soulève le problème des données et de la méthodologie à mettre en œuvre pour parvenir à caractériser finement les zones humides. Dans cette thèse, les images de télédétection sont les sources d'information privilégiées pour cela.
2. L'évaluation des fonctions actuelles des zones humides à différentes échelles spatiales, allant de l'échelle parcellaire à l'échelle territoriale. Cette question nécessite l'adaptation d'une démarche globale d'évaluation fonctionnelle des zones humides, qui a été mise au point à une échelle très locale, d'un site de quelques ha à quelques km², à un territoire plus vaste pouvant couvrir plusieurs dizaines, voire centaines de km².
3. La simulation de l'évolution des zones humides selon différents scénarios, afin d'évaluer l'impact de ces scénarios sur leurs fonctionnalités. Cette question ne peut être traitée qu'à travers l'application d'une démarche de type prospectif incluant la détermination des facteurs explicatifs des changements passés et générateurs de changements futurs, le choix d'un modèle de simulation de changements futurs et l'évaluation des impacts des scénarios sur les fonctions des zones humides.

3. Objectifs de la thèse

Les principaux objectifs de la thèse sont les suivants :

1. Développer une méthode de spatialisation des fonctions des zones humides à partir de données de télédétection multi-sources afin de mettre en évidence la distribution spatiale des fonctions de ces milieux et de l'analyser à différentes échelles ;
2. Évaluer de nouvelles données de télédétection, telles que des images de capteurs satellitaires à très haute résolution spatiale ou des données acquises par des lasers aéroportés, afin de délimiter et de caractériser les zones humides assez finement pour en dériver des indicateurs de leur état fonctionnel ;
3. Modéliser les changements d'occupation du sol internes aux zones humides selon différents scénarios afin d'évaluer l'impact des changements simulés sur la fonctionnalité de ces zones. Cet objectif sous-tend les actions suivantes : déterminer les facteurs de changements, construire des scénarios de type prospectifs, appliquer et évaluer un modèle de simulation adapté aux zones

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

humides, évaluer les impacts des scénarios sur les fonctions des zones humides, telles que la biodiversité ou le soutien aux étiages.

Ces objectifs apparaissent donc essentiellement méthodologiques. Toutefois, la caractérisation détaillée des zones humides, leur évaluation fonctionnelle, l'analyse de l'évolution de leur rôle fonctionnel en fonction de différents scénarios d'aménagement constituent aussi des priorités thématiques pour cette thèse. En ce sens, les développements méthodologiques ont été entrepris dans cette thèse pour répondre à des questions thématiques qui ont été considérées comme prioritaires au regard des enjeux actuels de gestion de ces milieux.

4. Structuration de la thèse

La thèse est structurée en trois parties :

- La première partie, ***« L'évaluation fonctionnelle des zones humides par télédétection : concepts, outils et méthodes»,*** a pour objectif de montrer les enjeux de l'évaluation fonctionnelle des zones humides et de la spatialisation de leurs fonctions. Elle expose la problématique de la thèse, puis dresse un état des données et des méthodes permettant de spatialiser les fonctions des zones humides à l'aide de données de télédétection, avant de présenter les caractéristiques des sites d'étude retenus.
- La deuxième partie, *« **Délimitation et caractérisation des zones humides par télédétection »,*** présente la méthode mise en œuvre sur les deux sites d'étude afin de délimiter précisément les zones humides et de caractériser le réseau hydrographique et la végétation à l'intérieur de celles-ci. Pour chacun de ces objectifs, qui constituent un préalable à l'évaluation fonctionnelle des zones humides, les données utilisées, les différentes phases de prétraitements et de traitements appliqués aux différentes données de télédétection utilisées sont successivement décrites et analysées.
- La troisième partie, ***« Évaluation de l'état fonctionnel des zones humides en relation avec les usages de sols et les aménagements »***, expose successivement la démarche mise en œuvre pour évaluer et spatialiser les fonctions des zones humides délimitées et caractérisées précédemment et les résultats obtenus. L'état fonctionnel actuel des zones humides est d'abord mis en évidence, avant d'analyser la simulation de l'évolution de cet état fonctionnel en fonction de différents scénarii d'aménagement du territoire.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre de deux programmes de recherche : 1- le programme européen INTERREG WAT (Water and Territories) pour le projet : « Étude des fonctionnalités des zones humides du bassin versant de la Lizonne » (2009-2011), dont l'objectif était de mettre en évidence la fonctionnalité hydrologique des zones humides d'un des sous-bassins versants de la Dordogne dans un contexte d'étiage estival récurrent. Ce travail de thèse a consisté à contribuer à spatialiser les fonctions des zones humides sur ce site et à simuler l'évolution de leurs fonctions selon différents scénarios d'aménagement ; 2- le programme Zone Atelier Armorique (Programme national CNRS-INEE « Zone Atelier ») (2008-2011) qui implique un groupe de recherche pluridisciplinaire dans le but de comprendre les effets des changements d'occupation des sols et des pratiques agricoles sur la biodiversité locale. Ce travail de thèse a contribué à spatialiser les fonctions des zones humides sur le site de Pleine-Fougères localisé au sud de la Baie du Mont-Saint-Michel et pour lequel les enjeux en

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

termes de biodiversité sont très forts. Ces recherches ont aussi bénéficié d'une collaboration avec des gestionnaires et acteurs territoriaux, EPIDOR (Établissement Public Territorial de Dordogne) pour l'un des deux sites d'étude, le SAGE du Couesnon et la Communauté de communes Porte de Bretagne – Baie du Mont Saint Michel pour l'autre site.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

PREMIÈRE PARTIE

L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES : CONCEPTS, OUTILS ET MÉTHODES

INTRODUCTION DE LA PREMIÈRE PARTIE

La première partie de ce manuscrit présente la problématique de la thèse, en précisant les enjeux que représentent l'évaluation fonctionnelle des zones humides d'une part, et la spatialisation de leurs fonctions, d'autre part.

L'objectif de cette partie est de mener une réflexion à partir d'un état de l'art, afin d'orienter les choix méthodologiques à effectuer pour évaluer les fonctions des zones humides à différentes échelles spatiales à partir de télédétection sur les sites d'étude retenus pour l'application effectuée dans le cadre de cette thèse. Autrement dit, l'analyse réalisée dans la première partie doit permettre de définir le choix des approches, méthodes et techniques qui seront utilisées pour évaluer les fonctions des zones humides sur les deux sites d'étude.

Nous nous attacherons d'abord dans le premier chapitre à définir les zones humides et leur rôle fonctionnel en montrant les enjeux d'une évaluation fonctionnelle spatialisée de ces milieux. Nous exposerons ensuite les approches utilisées pour effectuer l'évaluation de l'état fonctionnel des zones humides et pour simuler des changements sur ces dernières afin d'évaluer l'impact potentiel de ces changement sur leur fonctionnalité.

Puis, nous présenterons une analyse critique consacrée à l'utilisation de la télédétection pour étudier les zones humides, tant au niveau de la microtopographie, des surfaces en eau, de l'humidité des sols que de la végétation. L'objectif poursuivi dans ce deuxième chapitre est double : évaluer, à partir de la bibliographie, s'il est possible de caractériser suffisamment finement la microtopographie, les objets en eau et la végétation des zones humides afin d'en dériver des indicateurs de leur fonctionnalité ; guider les choix méthodologiques – tant du point de vue du type de données à retenir que des traitements d'images à appliquer – qui seront effectués. L'objectif que nous poursuivons est d'élaborer une méthode de détection qui soit la plus automatique et générique possible des éléments composant les zones humides afin *in fine* de spatialiser les fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin-versant.

Le troisième chapitre de cette partie est consacré à la présentation des deux sites retenus dans cette thèse pour l'application de la démarche développée. L'évaluation des fonctions des zones humides sur ces deux sites représente un enjeu majeur, sur le plan de la biodiversité pour le site de la basse vallée du Couesnon en Bretagne, et sur le plan hydrologique pour le bassin versant de la Lizonne en Dordogne.

CHAPITRE 1 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES

Introduction *26*
1.1. Éléments de définition *26*
1.1.1. Les zones humides 26
1.1.1.1. Du point de vue scientifique 26
1.1.1.2. Du point de vue législatif 29
1.1.2. Identification, délimitation et caractérisation des zones humides 34
1.1.3. Fonctions, services et valeurs des zones humides 36
1.1.3.1. Les concepts de fonction, services et valeurs 36
1.1.3.2. Identification et qualification des fonctions 37
1.2. Les fonctions des zones humides *39*
1.2.1. Les fonctions hydrologiques 39
1.2.2. Les fonctions biogéochimiques 39
1.2.3. Les fonctions écologiques 40
1.2.4. La variabilité spatio-temporelle des fonctions des zones humides 40
1.3. La spatialisation des fonctions des zones humides *41*
1.3.1. Les typologies descriptives 42
1.3.1.1. Les typologies descriptives hiérarchisées 42
1.3.1.2. Les typologies descriptives non hiérarchisées 43
1.3.2. Les typologies fonctionnelles 43
1.3.2.1. L'approche WET 44
1.3.2.2. La démarche des communautés végétales 44
1.3.2.3. L'approche hydrologique 45
1.3.2.4. L'approche hydro-géomorphologique (HGM) 46
1.3.2.5. L'approche PEEW 47
1.3.2.6. L'approche FAP 48
1.4. L'impact de l'évolution des zones humides sur leur fonctions *50*
1.4.1. L'évolution intra et interannuelle des zones humides et son impact sur leurs fonctions 50
1.4.1.1. Variations intra-annuelles 50
1.4.1.2. Variations inter-annuelles 52
1.4.2. La simulation de changements sur les zones humides 55
Synthèse du CHAPITRE 1 : *62*

INTRODUCTION

Les zones humides sont aujourd'hui reconnues pour leurs fonctions. Cependant, la mesure de leurs intensités nécessite aujourd'hui un protocole terrain lourd et des connaissances scientifiques spécifiques à chaque fonction. Si la mesure des fonctions semble difficile à envisager dans une démarche opérationnelle, en revanche l'évaluation des fonctions, c'est-à-dire l'estimation approximative de leur intensité (Fustec et Lefeuvre, 2000), semble plus appropriée. Néanmoins, l'évaluation des fonctions des zones humides reste problématique, en raison d'une part de leur variabilité spatio-temporelle, et d'autre part des méthodes à mettre en œuvre pour réaliser cette évaluation. Pourtant, cette dernière est nécessaire car elle rend compte des services et valeurs apportés par une zone humide à la société. De fait, l'évaluation fonctionnelle des zones humides contribue à la reconnaissance et à la protection de ces milieux par les gestionnaires. Elle nécessite d'avoir au préalable identifié et caractérisé les zones humides. Mais comment est-il possible d'inventorier et caractériser des milieux à la physionomie aussi changeante dans le temps et l'espace ? Comment évaluer leurs fonctions ? A partir de quels critères ? Quelles sont les approches existantes ? Quelles en sont les limites ? Ce chapitre tente de répondre à ces questions à partir de l'analyse de la bibliographie.

Dans une première partie, après avoir défini les zones humides, les critères qui permettent de les identifier et de les délimiter, les notions relatives à leurs fonctions, services et valeurs sont présentées. La seconde partie décrit le rôle fonctionnel des zones humides. Puis, les différentes démarches d'évaluation fonctionnelle sont détaillées dans la troisième partie. Une dernière partie est consacrée à l'impact de l'évolution des zones humides sur leur fonctionnalité.

De nombreux ouvrages ont été consacrés à la définition des zones humides et à l'analyse de leurs fonctions, quelques-uns aux approches méthodologiques permettant de les délimiter et de les évaluer. Ce chapitre a été élaboré en s'appuyant largement sur des ouvrages de synthèse : (Barnaud et Fustec, 2007; Fustec et Lefeuvre, 2000; Maltby et Barker, 2009; Mérot *et al.*, 2000).

1.1. Éléments de définition

1.1.1. Les zones humides

La présence de zones humides est conditionnée par les caractéristiques géomorphologiques et géologiques d'une région. Ces milieux sont structurés par l'hydrodynamique, qui contrôle leur fonctionnement et leur dynamique. Les flux d'eau, les niveaux d'eau et leurs périodicités révèlent les conditions d'hydromorphie du sol et les réponses des organismes vivants, en particulier de la végétation. Ces conditions font des zones humides des milieux très diversifiés, singuliers et variables dans le temps et l'espace (Figure 1.1). Cette variabilité pose une difficulté quant à leur définition, tant d'un point de vue scientifique que législatif (Barnaud et Fustec, 2007).

1.1.1.1. Du point de vue scientifique

Si des caractéristiques générales de bon nombre de zones humides sont plus ou moins aisées à quantifier, une définition précise de zone humide est toujours en débat et sujette à controverse. Néanmoins, la nécessité de définir ce terme, traduction littérale de *wetland*, lui-même d'usage récent dans ces pays anglophones, est apparue indispensable pour faciliter la

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

communication ainsi que l'application des conventions et réglementations sur ces milieux. Au début des années 90, Dugan (1993) estimait déjà à plus de 50 les définitions générales utilisées de par le monde.

La première définition internationale acceptée est celle établie lors de la convention de Ramsar en 1971. Les zones humides y sont définies comme : « *des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eaux marines dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres* ». Cette définition reste la référence à l'échelle mondiale car reconnue par un grand nombre d'États. Elle est aujourd'hui retenue pour la protection des oiseaux car la présence d'eau leur est importante. Cependant, cette définition repose uniquement sur le critère de présence d'eau et pose des problèmes de délimitation en raison de la variabilité spatio-temporelle de ce critère. Le groupe inter-sectoriel sur les zones humides créé en 1970 qui comprend toutes les agences gouvernementales pertinentes et tous les acteurs clés, admet que l'expression « zone humide », d'utilisation récente, a été rapidement acceptée, mais sans accord unanime sur son extension. Ce groupe définit les terres humides comme « *des habitats dans lesquels le plan d'eau salée ou douce est situé à la surface du sol ou à proximité de cette surface, et qui supportent une végétation adaptée à un engorgement plus ou moins continu* ». Ce texte précise quelque peu la définition de Ramsar en ajoutant le critère de végétation mais qui reste assez flou « végétation adaptée ». Ces deux définitions se veulent très globales afin de prendre en compte la diversité des milieux humides à l'échelle mondiale. Mais ces définitions trop larges engendrent des difficultés de délimitation en raison de la spécificité de chaque site.

Par la suite, les experts scientifiques du Programme Biologique International (PBI), qui ont considéré la végétation comme un bon témoin des conditions du milieu, représentant les producteurs primaires et déterminant largement la structure de l'écosystème ont proposé la définition suivante : « *Toute zone de transition entre les systèmes terrestres et aquatiques où la nappe phréatique est proche de la surface du sol, où dans laquelle cette surface est recouverte d'eau peu profonde, de façon permanente ou temporaire. Une zone humide est une zone dominée par des plantes herbacées particulières, dont la production se situe surtout au-dessus du niveau de l'eau tandis qu'elles reçoivent des quantités d'eau qui seraient excessives pour la plupart des végétaux supérieurs présentant des organes aériens* ». Même si elle prend en compte le critère de végétation, cette définition ne considère que la végétation de type herbacée et omet les strates ligneuses. Une fois encore la définition reste (volontairement ?) floue et permet d'identifier globalement les zones humides sans pouvoir procéder à une délimitation précise.

Les scientifiques canadiens ont quant à eux proposé une définition basée sur les caractéristiques abiotiques ou biotiques du milieu, publiée en 1979 dans le Canadian Wetland Registry : « *Une zone humide est définie comme un terrain ayant un sol soit avec la nappe phréatique proche ou à la surface, soit saturé pendant une période assez longue pour permettre le développement de processus caractéristiques de zones humides ou aquatiques se traduisant par la présence de sols hydromorphes, d'une végétation d'hydrophytes et d'activités biologiques variées adaptées à un environnement mouillé* ». Cette définition présente l'intérêt de prendre en compte le critère de sol hydromorphe qui est invariant et qui facilite la démarche de délimitation. En 1987, le Comite canadien de la classification écologique du territoire et son groupe de travail national sur les terres humides ont défini les terres humides comme : « *des terres saturées d'eau assez longtemps pour favoriser les processus de milieux humides ou aquatiques: sols mal drainés, végétation hydrophyte et diverses formes d'activités biologiques adaptées à ce milieu* ». Selon cette définition, les terres humides peuvent être des tourbières, des sols minéraux gorgés d'eau, des plans d'eau d'une profondeur inférieure à 2 mètres ou des sols minéraux modifiés mais

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

initialement saturés en eau. Cette définition se focalise sur les milieux les plus humides et omet les secteurs où l'hydrodynamique est moins marquée, comme les prairies mésohygrophiles.

Aux États-Unis, le National Research Council a élaboré en 1995 une définition de la zone humide reposant sur trois facteurs : l'eau, le sol et la diversité biologique. *Une zone humide est un écosystème qui dépend de l'inondation peu profonde, constante ou récurrente ou de la saturation du substrat, à la surface ou à proximité de celle-ci. Les caractéristiques essentielles minimales d'une zone humide sont l'inondation soutenue, récurrente ou la saturation à la surface ou à proximité de celle-ci ainsi que la présence de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques reflétant ce type d'inondation ou de saturation. Les caractéristiques communes du diagnostic des zones humides sont les sols hydromorphes et la végétation hydrophyte. Ces caractéristiques doivent être présentes, sauf là où des facteurs spécifiques physicochimiques, biotiques ou anthropogéniques les ont éliminées ou ont empêche leur développement.*

Cette définition souligne le rôle prépondérant du facteur hydrologique sur l'état du sol, de la végétation et du fonctionnement des écosystèmes des milieux humides. Elle prend en considération les zones humides dégradées par les actions anthropiques. Mais ce texte reste flou quand à la définition des sols hydromorphes et de la végétation hydrophyte.

En France, lors de la phase de préparation de la loi sur l'eau de 1992, le Ministère de l'Environnement a demandé au Muséum National d'Histoire Naturelle de lui soumettre une définition scientifique des zones humides. Le texte suivant est alors proposé en 1990 : *« Les zones humides se caractérisent par la présence, permanente ou temporaire, en surface ou a faible profondeur dans le sol, d'eau disponible douce, saumâtre ou salée. Souvent en position d'interface, de transition, entre milieux terrestres et milieux aquatiques proprement dits, elles se distinguent par une faible profondeur d'eau, des sols hydromorphe ou non évolues, et/ou une végétation dominante composée de plantes hygrophiles au moins pendant une partie de l'année. Enfin, elles nourrissent et/ou abritent de façon continue ou momentanée des espèces animales inféodées à ces espaces. Les zones humides correspondent aux marais, marécages, fondrières, fagnes, pannes, roselières, tourbières, prairies humides, marais agricoles, étangs, bras-morts, grèves à émersion saisonnière, vasières, lagunes, prés salés, marais salicoles, sansouires, rizières, mangroves, etc. Elles se trouvent en lisière de sources, de ruisseaux, de lacs, de bordures de mer, de baies, d'estuaires, dans les deltas, dans les dépressions de vallée ou dans les zones de suintement à flanc de collines* ». Cette définition sera en partie reprise dans la loi sur l'eau de 1992. Elle englobe plus généralement les milieux aquatiques. Mais elle ne précise pas la profondeur maximale ce qui ne permet pas de borner les zones humides vers l'eau profonde et permanente. Elle intègre aussi la notion d'habitat pour la faune. Une fois encore, cette définition permet de situer globalement les zones humides sans pour autant pouvoir les délimiter précisément.

A l'échelle de l'Union Européenne, plusieurs programmes de recherche ont été mis en œuvre (FAEWE, PROTOWET, EVALUWET…) pour améliorer les connaissances sur le fonctionnement des zones humides et mettre en place une démarche opérationnelle d'évaluation des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques. Le programme EVALUWET propose une définition fonctionnelle de la zone humide, repris dans la Directive Cadre Eau : « *Les zones humides sont des écosystèmes variés dont les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques résultent de différentes sources et modalités spécifiques liées aux inondations et/ou à la saturation en eau et à leur périodicité. Elles se développent dans un large éventail de paysages, à compter d'une profondeur (hauteur) d'eau permanente ou temporaire inférieure à 2 m. Elles présentent des substrats et des sols hydromorphes et des biocénoses adaptées à l'inondation et/ou la saturation en eau et aux conditions d'anaérobiose associées* ». Contrairement aux définitions citées précédemment, ce texte définie les zones humides non seulement par rapport à des critères d'état que sont la présence d'eau, de sol hydromorphe et de végétation hygrophile mais aussi par rapport à des fonctions liées à l'hydrodynamique du système.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

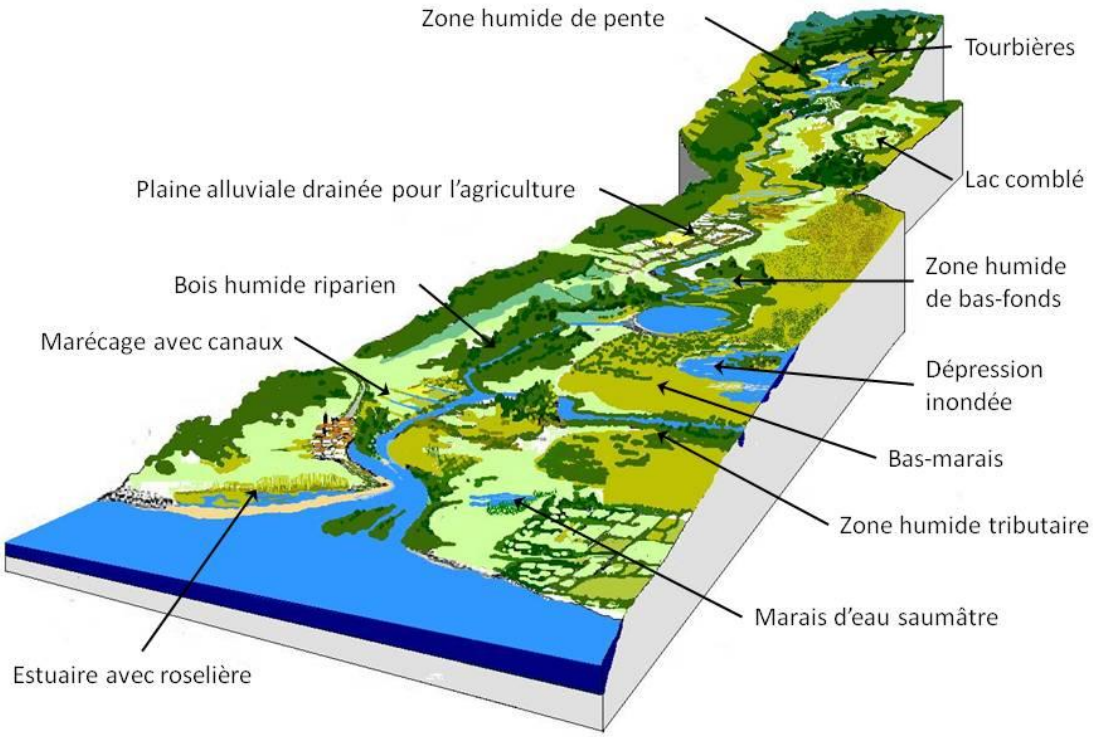


Figure 1.1– Les principaux types de zones humides rencontrés sur un bassin-versant (Adapté d'Aidoud in Maltby, 2009)

1.1.1.2. Du point de vue législatif

Autrefois considérées comme des espaces à risque pour la salubrité publique, les zones humides ont été drainées et asséchées pour répondre aux besoins de l'agriculture et de l'urbanisation. Mais depuis la reconnaissance de leur intérêt patrimonial et environnemental, les zones humides font l'objet d'une protection juridique (Tableau 1.1). D'après I. Doussan, trois échelles de protection complémentaires peuvent être distinguées : internationale, communautaire et nationale.

Tableau 1.1 – Les principales mesures de protection juridique appliquées aux zones humides (adapté d'I. Doussan, ENVAM 2008)

PROTECTION JURIDIQUE	ÉCHELLE	DATE	OBJECTIF
Convention Ramsar	Mondiale	1971	Préservation des fonctions écologiques des zones humides d'importance internationale
Patrimoine mondial-UNESCO	Mondiale	1972	Protection des zones humides ayant une valeur universelle exceptionnelle
Convention CDB	Mondiale	1992	Préservation de la biodiversité
DCE	U.E.	2000	Protection et restauration de la ressource en eau
Natura 2000	U.E.	1992	Préservation des zones humides d'intérêt patrimonial vis-à-vis de la faune et de la flore.
Loi sur l'eau	France	1992	Inventaire des zones humides en vue de faciliter leur préservation
ZHIEP	France	2007	Protection des zones humides ayant un intérêt environnemental particulier
ZSGE	France	2007	Protection et restauration de la ressource en eau

A l'échelle internationale, les zones humides sont protégées par trois mesures : la convention de Ramsar, l'inscription au patrimoine mondial de l'UNESCO et la Convention sur la Diversité Biologique (CDB).

1-La convention de Ramsar du 2 février 1971 (voir définition plus haut) a pour objet de protéger les fonctions écologiques des zones humides et s'applique aux sites d'importance internationale, qui sont, en 2011, au nombre de 2000 dans le monde, de 42 en France (Outre-mer inclus), soit 5,2 % du territoire national.

2-Les zones humides peuvent être inscrites au « Patrimoine mondial » de l'UNESCO si leur patrimoine naturel est considéré comme ayant une valeur universelle et exceptionnelle. Si dans le monde on en dénombre 183 zones naturelles en 2011, en France, elles sont au nombre de deux, seules la Camargue et la Baie du Mont Saint Michel y étant inscrites. Un autre programme de l'UNESCO, « Man And Biosphere » (MAB), a pour mission de maintenir la biodiversité par une approche durable. Des outils d'échange de connaissance, de recherche, d'éducation ainsi que d'actions participatives sont mis en place au sein de son réseau de « Réserve de biosphère »

3-Enfin, la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) signée en 1992 à Rio soutient la biodiversité à travers des programmes en partenariat avec la Convention Ramsar. En 2011, 190 pays ont ratifiés cette convention dans le monde.

A l'échelle communautaire, il n'existe pas de règlement spécifiquement relatif aux zones humides. Cependant, elles font l'objet d'une protection indirecte à travers trois dispositifs : la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), le programme Natura 2000 et le Mesures Agro-Environnementales (MAE).

1-La DCE du 23 octobre 2000 impose un retour à un bon état écologique des eaux. En raison de leur rôle dans la gestion de la ressource en eau, les zones humides sont mentionnées dans l'article 1er de la DCE. Concrètement, la « *recréation et restauration des zones humides » figurent*

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

dans la liste de mesures supplémentaires que les États membres établissent dans le cadre de leur programmes de gestion. En outre, les zones humides peuvent faire partie des « zones protégées » qui doivent être identifiées dans ces programmes. Au sens de la DCE, ces zones comprennent « les *eaux particulièrement vulnérables aux pollutions et les zones désignées comme zone de protection des habitats et des espèces et ou le maintien ou l'amélioration de l'état des eaux constitue un facteur important de cette protection, notamment les sites Natura 2000 pertinents (…)* ».

2-La DCE renvoie donc au régime de protection Natura 2000, qui constitue le cadre communautaire de protection juridique des zones humides. La directive 79/409 du 12 avril 1979 relative à la conservation des oiseaux sauvages (dite directive « oiseaux ») prévoit la désignation de « zones de protection spéciale » (ZPS) qui s'ajoutent aux « zones spéciales de conservation » (ZSC) prévues par la directive 92/43 du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats ainsi que de la faune et de la flore (dite directive « habitats ») pour former le réseau Natura 2000. Les zones ainsi protégées peuvent être des zones humides, comme les zones d'habitats côtiers et de végétations halophytiques et les habitats d'eau douce.

3- Les MAE regroupent les programmes issus de la réforme de la PAC de 1992. Elles ont pour objectif de soutenir une agriculture durable, reconnue comme nécessaire au bon fonctionnement des écosystèmes. Les zones humides ont bénéficié de ces dispositifs en contrepartie de pratiques de fauche et de pâturage extensif.

A l'échelle nationale, c'est la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, complétée par celle du 30 décembre 2006 sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (loi dite EMA) qui définit une zone humide comme : *« les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année »*. Cette définition a été codifiée à l'article L 211-1-I-1 du code de l'environnement. Toutefois, son imprécision a entrainé de nombreux contentieux sur les inventaires des zones humides. La loi du 23 février 2005 relative au Développement des Territoires Ruraux (dite DTR) précise les critères de définition d'une zone humide, c'est-à-dire la présence de sol hydromorphe ou de végétation hygrophile, (Figure 1.2) et rappelle que « la préservation et la gestion durable des zones humides définies à l'article L.211-1 sont d'intérêt général. ». Néanmoins, l'arrêté du 1er octobre 2009 et la circulaire du 18 janvier 2010 réduisent les surfaces susceptibles d'être déclarées comme zones humides en référence au critère « sol hydromorphe » (Figure 1.2). Cette modification a été publiée à la suite d'informations portées par certains représentants d'agriculteurs, considérant que trop d'espaces agricoles seraient déclarés en qualité de « zone humide ».

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

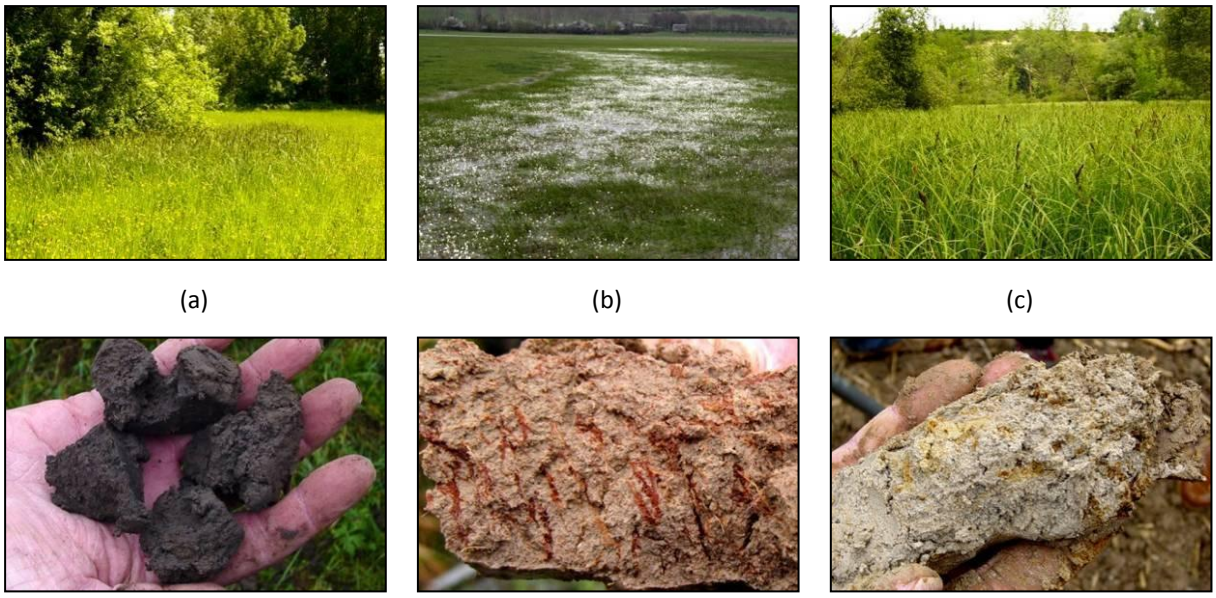


Figure 1.2 – Exemples de végétations hygrophiles (en haut) et de sols hydromorphes (en bas) : (a) *Carex Riparia* ; (b) Renoncules en fleur ; (c) : magno-cariçaie ; (d) : sol organique ; (e) : horizon avec traces d'oxydo-réduction ; (f) Pseudo-gley. Crédits : S. Rapinel

En France, plusieurs mesures juridiques de protection des zones humides existent. Depuis 2008, des mesures de protection spécifiques sont mises en place pour les zones humides présentant un intérêt fort vis-à-vis d'une fonction hydrologique, biogéochimique ou écologique. Pour cela, trois dispositifs spécifiques aux zones humides sont disponibles : la protection des zones humides dans le cadre de la police de l'eau, la protection des Zones Humides « d'Intérêt Environnemental Particulier » (ZHIEP) et la protection des « Zones Stratégiques pour la Gestion de l'Eau » (ZSGE).

La première mesure est la protection des zones humides dans le cadre de la police de l'eau. Elle a pour objectif d'identifier l'ensemble des zones humides, en particulier celles dites « ordinaires », pour éviter leur dégradation par divers projets d'aménagement. Les critères de délimitation se basent sur la loi DTR du 23 février 2005. Ceux-ci sont relatifs à « la morphologie des sols liée à la présence prolongée d'eau d'origine naturelle et à la présence éventuelle de plantes hygrophiles ». L'arrêté du 24 juin 2008 modifié par l'arrêté du 01 octobre 2009 et la circulaire du 25 juin 2008 complétée par la circulaire du 18 janvier 2010 précisent les types pédologiques de sols et les espèces végétales indicatrices à considérer pour la délimitation des zones humides.

La seconde mesure est l'identification des ZHIEP. L'article L 211.3 du code de l'environnement spécifie qu'au sein des zones humides, certaines ont une utilité environnementale particulière « dont le maintien et la restauration présente un intérêt pour la gestion intégrée du bassin versant ». Les sites concernés sont en priorité ceux qui : contribuent « au bon état des eaux » (DCE), limitent les risques d'inondation et constituent des corridors écologiques (trames vertes et bleues du Grenelle de l'environnement). La circulaire du 30 mai 2008 détaille la procédure « d'identification et de délimitation des ZHIEP ». Elle repose sur : la nature des zones humides, les fonctions et les services rendus ou pouvant l'être, et enfin l'importance de ses fonctions et services compte tenu des enjeux territoriaux. Cependant, la circulaire précise que : « du fait de la diversité des types de zones humides , de la multiplicité des intérêts dont les ZHIEP peuvent être porteuses (écologiques, hydrologiques, cynégétiques,

paysagers, touristiques) et donc de la variété des cas de figure qui peuvent être rencontrés, il n'est pas possible de préconiser, dans l'état actuel des connaissances , une méthodologie unique et détaillée pour l'appréciation des fonctions et services pouvant fonder le ou les intérêts associés à une ZHIEP. Une identification ou appréciation qualitative, s'appuyant sur les données et l'expertise locales, seront à cette fin généralement suffisante. Elles devront être confrontées au contexte et enjeux locaux dans chacun des domaines d'intérêts mentionnes précédemment, en tenant compte des dispositifs réglementaires ou contractuels déjà mis en place ». De plus, les mesures de protections doivent être compatibles avec les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE).

La troisième mesure est la délimitation des ZSGE, définies par l'article L 212.5-1 du code de l'environnement. Ce sont des espaces qui contribuent aux objectifs de bonne gestion de la ressource en eau fixés dans les SDAGE. Des mesures de protection particulière, comme des servitudes d'utilité publique, peuvent être appliquées aux ZSGE afin de limiter le risque de non-respect de la DCE. Les ZSGE s'inscrivent au sein des ZHIEP.

Ainsi, il existe une multiplicité de niveaux de protection et de réglementation des zones humides qui renvoient à des définitions différentes de ces milieux. En conséquence, les limites correspondant aux zones humides définies à ces différents niveaux ne sont pas toujours cohérentes entre elles bien qu'ils traitent du même objet. La superposition de plusieurs limites entraîne des confusions et soulève des problèmes de définition et de délimitation de ces espaces. En outre, selon le niveau considéré, une partie des zones humides peut échapper aux inventaires effectués. Ainsi, par exemple, la cartographie de l'ensemble des zones humides protégées du département du Morbihan en Bretagne montre que la majeure partie des zones humides littorales font l'objet d'une ou de plusieurs mesures de protection, tandis que la quasi-totalité des zones humides intérieures y échappent (Figure 1.3).

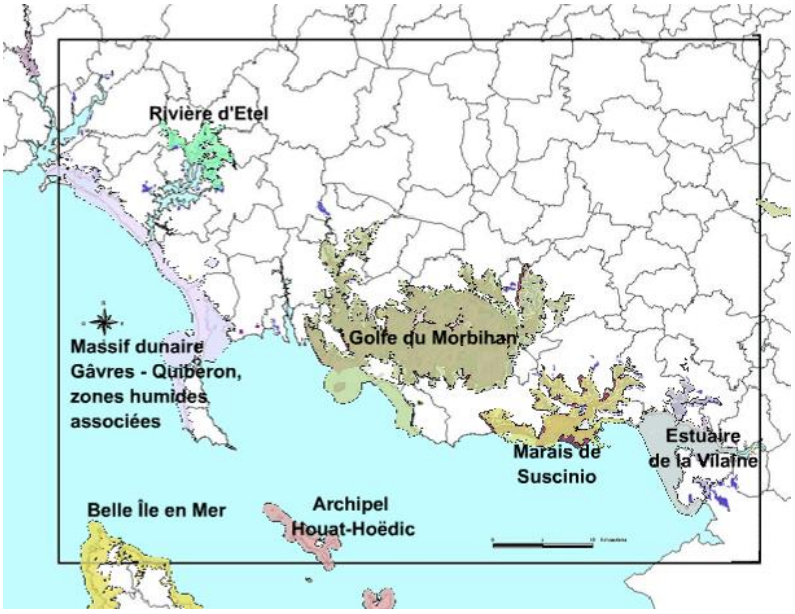


Figure 1.3 – Délimitation du site Ramsar, des zones humides littorales et des sites Natura 2000 dans le département du Morbihan. D'après L. Hubert-Moy, document de travail mars 2002, ODEM.

1.1.2. Identification, délimitation et caractérisation des zones humides

Le terme « identification » employée ici renvoie à la reconnaissance d'un milieu comme étant humide. Si certains milieux peuvent être facilement identifiés comme étant des zones humides (mares, marais…) ; d'autres sont plus difficiles à reconnaitre (prairies humides). La présence de critères caractéristiques des zones humides que sont la présence d'eau, de sol hydromorphe ou de végétation hygrophile permettent d'identifier une zone humide. Le terme « délimitation » renvoie à la notion de limite entre la zone humide et la zone non humide (versant, bourrelet alluvial, milieu aquatique…) - limite externe - mais aussi au sein de la zone humide – limite interne (Figure 1.4). La limite externe de la zone humide peut être nette et facilement indentifiable (rupture de pente, talus, fossé…) mais aussi floue et progressive. Dans ce dernier cas, la limite externe de la zone humide est plus difficile à déterminer. La problématique de délimitation se pose aussi en fonction de l'échelle considérée : pour une approche descriptive dans le cadre d'un programme de porté à connaissance, une cartographie au 1/25 000ème est suffisante. En revanche, pour une approche opérationnelle, une délimitation fine à l'échelle parcellaire est requise. Enfin le terme de « caractérisation » correspond à caractérisation de la zone humide à travers l'analyse des éléments qui conditionnent ou traduisent son hydrodynamique comme la microtopographie, les formations végétales, les surfaces en eau et le réseau hydrographique. La caractérisation permet non seulement de délimiter les zones humides mais aussi d'entreprendre une démarche d'évaluation de leurs fonctions puisque leurs caractéristiques sont des indicateurs d'état des processus et fonctions pris en compte.

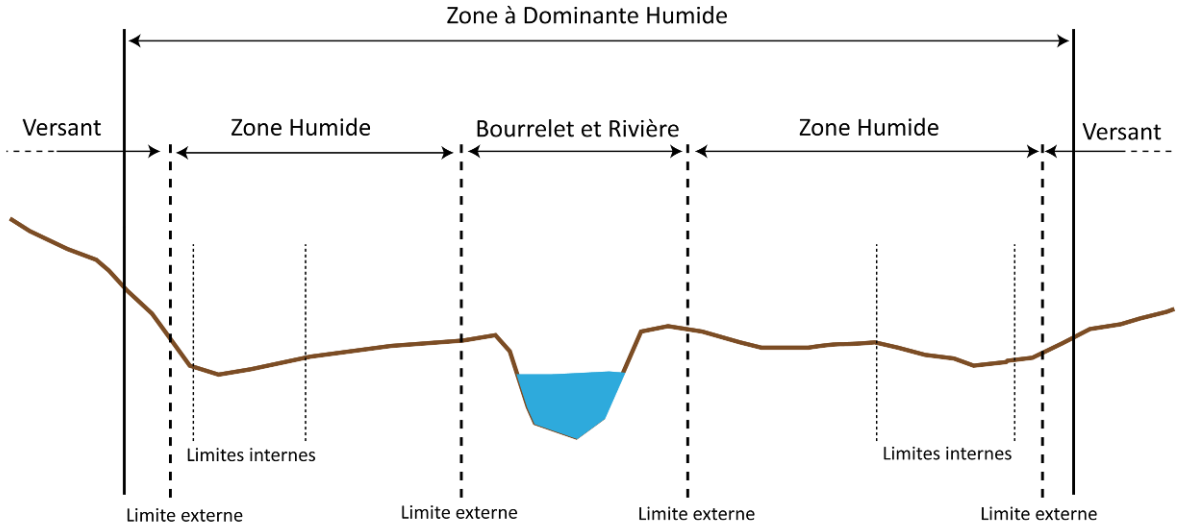


Figure 1.4 – Exemple de délimitation interne et externe d'une zone humide de fond de vallée

Les grandes zones humides sont globalement bien identifiées à l'échelle mondiale (Finlayson et Moser, 1991; Dugan, 1993; Mitsch et Gosselink, 2007; Maltby et Turner, 1983). En revanche, une partie des zones humides (zones humides de petite taille, zones humides dites « banales » ou « ordinaires », c'est-a-dire non remarquables sur le plan de la biodiversité) échappent encore aux inventaires réalisés jusqu'à présent (Mérot et *al.*, 2006). En outre, les délimitations interne et externe des grandes zones humides recensées ne sont pas toujours fixées, car elles sont complexes à déterminer. D'un point de vue juridique, les différentes définitions ne permettent pas de distinguer formellement les limites des zones humides. Seuls l'arrêté et la circulaire des 24 et 25 juin 2008 apportent plus de précisions. D'un point de vue sociologique, les

limites identifiées par chaque acteur varient suivant leur propre perception de l'espace (Barnaud et Fustec, 2007).

La délimitation des zones humides est liée à leurs états et fonctionnements. Ceux-ci sont déterminés par l'hydrodynamique qui est soumis à une grande variabilité temporelle (Fustec et Lefeuvre, 2000). Son évaluation nécessite des mesures à des pas de temps fins sur une période conséquente. Cependant, la caractérisation de l'hydrodynamique peut s'opérer indirectement par l'observation de critères d'état qui reflètent les caractéristiques hydrologiques de la zone humide et de ses différentes parties. Ces critères d'état, que sont la caractérisation des communautés végétales et l'hydromorphie des sols, sont en revanche caractérisés par une faible variabilité temporelle (Maltby et Barker, 2009). La nature et la qualification des communautés végétales et des processus d'hydromorphie des sols, associées à des critères géomorphologiques, constituent les éléments qui permettent de conduire un diagnostic de la zone humide (Clément *et al.*, 1996). Le sol et la végétation sont des intégrateurs de l'hydrodynamique passée et présente. Ces éléments qui peuvent être observés sur le terrain assurent une bonne fiabilité et reproductibilité des interprétations de phénomènes se déroulant sur un pas de temps significatif. Inversement, un changement ou une variation accidentelle de l'hydrodynamique, telle qu'un épisode de crue isolé et de courte durée, ne sera pas utilisé pour effectuer la délimitation de la zone humide.

Concrètement, la détermination des limites externes et internes à la zone humide peut poser quelques questions. Les limites externes se divisent en deux classes : les limites inférieures, entre la zone humide et l'eau, et les limites extérieures, entre la zone humide et le versant. Dans ces deux cas c'est le gradient d'humidité qui les détermine. Les limites inférieures externes sont définies par une profondeur d'eau inférieure à 2 mètres (Cowardin *et al.*, 1995), seuil à partir duquel le milieu peut présenter des plantes aquatiques. Ce principe de détermination des limites inférieures externes est communément accepté et retenu (Maltby, Hogan, *et al.*, 1996), tandis que l'identification des limites supérieures externes est plus discutée. Ainsi, Fustec et Lefeuvre (2000) citent en exemple les problèmes rencontrés aux États-Unis pour délimiter les zones humides : l'analyse de différentes études menées entre 1987 et 1994 montre que si les critères de sols, d'eau et de végétation sont toujours pris en compte ; ils le sont dans des proportions variables suivant les objectifs poursuivis (étude d'impact, protection des milieux ou application de politiques agricoles (NRC, 1995). Par exemple, la durée d'inondation requise pour définir une zone comme étant humide s'échelonne selon ces études entre 7 et 21 jours, et la saturation en eau du sol peut être comprise entre 0 et 46 cm de profondeur.

En France, selon l'Article L211-1-l-1 du code de l'environnement, la présence d'un sol hydromorphe et d'une végétation hygrophile, invariant dans le temps, sont des critères d'aide à la décision. L'arrêté et la circulaire des 24 et 25 juin 2008 fixent juridiquement les deux critères de décision suivants : un caractère d'hydromorphie du sol dans les 40 à 50 cm supérieurs du profil pédologique (réduit à 25 cm par l'arrêté du 01 octobre 2009) défini dans le référentiel pédologique de l'INRA (Baize et Girard, 1995) et/ou la présence et la dominance de plantes hygrophiles référencée dans CORINE Biotope Habitat Humide. Enfin, l'identification de limites internes vise à diviser la zone humide en espaces homogènes vis-à-vis d'une fonctionnalité (Maltby, Hogan, *et al.*, 1996; Brinson, 2009). Il existe plusieurs approches typologiques fonctionnelles qui sont détaillées section 1.3. L'identification des zones humides sur le terrain repose sur l'utilisation de critères de flore et de pédologie. Les critères de flore peuvent se caractériser soit par des relevés phytosociologiques[1], soit par le protocole d'Ellenberg. La

[1] Échantillons représentatifs d'une communauté végétale

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

communauté végétale identifiée par relevé phytosociologique est comparée à un référentiel botanique (Bensettiti *et al.*, 2002). Cette méthode permet de caractériser les valeurs indicatrices de la communauté végétale. Mais ce référentiel ne comprend que les habitats d'intérêt communautaire. De fait, une grande partie des habitats humides ordinaires en sont exclus. Une seconde démarche permet de caractériser tous les habitats humides. Elle s'appuie sur l'indice Ellenberg qui détermine l'optimum de développement de l'espèce considérée (Ellenberg *et al.*, 1991). La combinaison des espèces ou l'assemblage en un lieu lui confère une valeur indicatrice. Cette procédure permet de délimiter et surtout caractériser des états de la zone humide (Clément *et al.*, 1996). Ces états sont des critères utiles à la gestion de la zone humide et de ses différents sous-ensembles ou unités hydrogéomorphologiques. Conjointement à la flore, la pédologie est un critère de détermination des zones humides. Il se caractérise par l'identification d'un sol hydromorphe, lié à un déficit d'oxygène des sols saturés en eau. L'hydromorphie se traduit par une oxydo-réduction du fer et/ou de la présence d'*épisolum* humifère en surface. Selon l'arrêté du 01 octobre 2009 a modifié le seuil, le ramenant à 25 cm de la surface.

1.1.3. Fonctions, services et valeurs des zones humides

Les concepts de *fonctions*, *valeurs* et *services* des zones humides font souvent l'objet d'interprétations ambigües de la part des différents acteurs des zones humides, ce qui peut parfois engendrer des conflits au niveau de leur gestion. Il apparaît donc indispensable de les définir dans le cadre d'une démarche d'évaluation fonctionnelle.

1.1.3.1. Les concepts de fonction, services et valeurs

Le terme *fonction* provient du mot latin *fungi* qui signifie « s'acquitter ». Fustec (2000) utilise la métaphore du corps humain pour décrire les fonctionnalités des zones humides : *« en biologie, les fonctions sont les opérations effectuées par un ou plusieurs organes qui concourent au maintien de la vie. Le maintien d'un écosystème dépend d'un ensemble d'opérations (ou processus) effectués par ses différents composants et qui permet la manifestation de fonctions »*. Les fonctions font référence à la structure et aux processus des zones humides qui dépendent des contraintes géomorphologiques et hydrologiques (Frontier et Pichot, 1993). Le terme de « fonctionnalité » largement utilisé par les gestionnaires correspond à l'expression des services rendus ou des usages des zones humides et est, de ce fait, une vision anthropomorphique. Les services et valeurs font référence aux bienfaits apportés par les fonctions à la société. L'évaluation fonctionnelle est donc un préalable à la qualification des valeurs socio-économiques des zones humides. Les bienfaits apportés par les zones humides à la société peuvent être de deux types (Figure 1.5) : les bénéfices environnementaux, associés aux services, et les produits économiques, associés aux *valeurs* (Maltby, 1994). Le rapport de l'ONU « Millennium Ecosystem Assessment » de 2005 précise que les fonctions écologiques ne peuvent être dissociées des services qu'elles procurent à la société. Il souligne le coût financier provoqué par les dégradations des milieux naturels.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

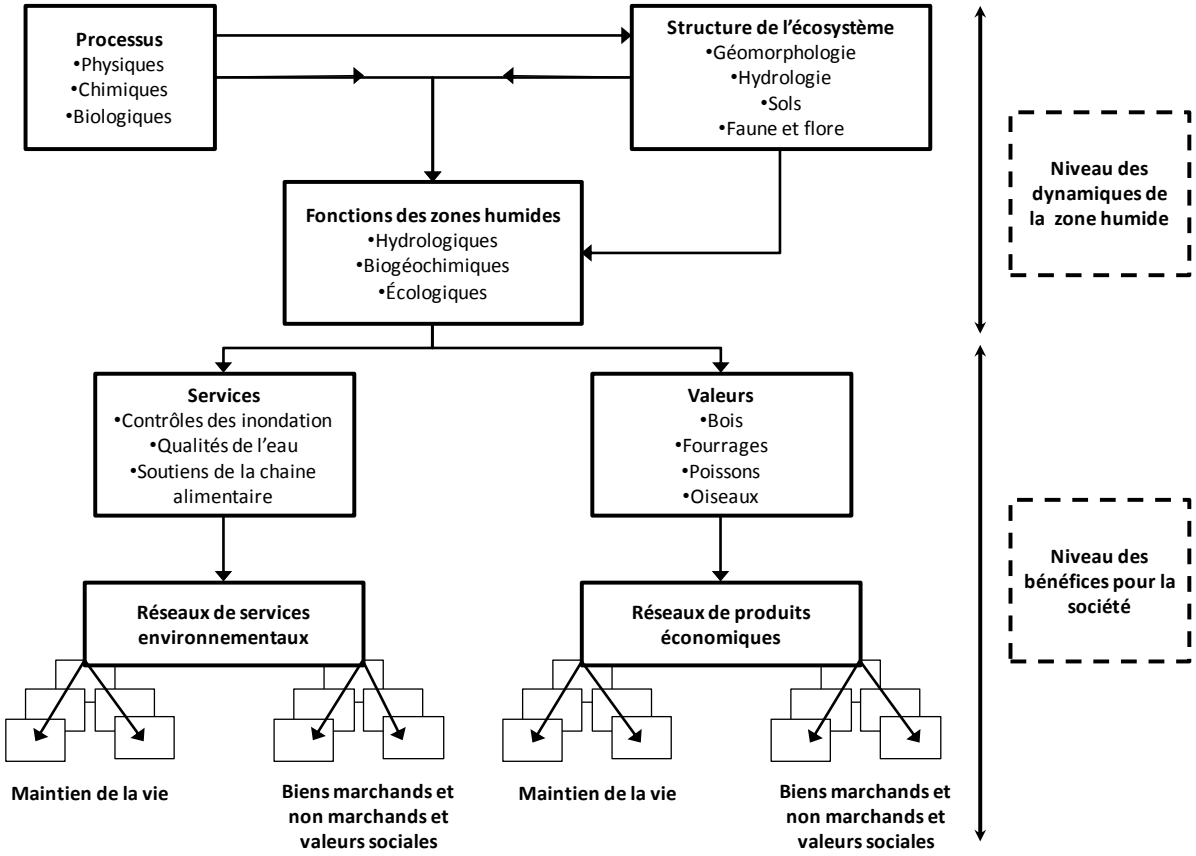


Figure 1.5 – Les processus, fonctions et structure des zones humides produisent de nombreux services et valeurs qui sont importants d'un point de vue environnemental et économique (Adapté de Maltby *et al.*, 1996)

1.1.3.2. Identification et qualification des fonctions

Le développement d'une approche permettant d'identifier et de qualifier les fonctions des zones humides doit tenir compte de deux contraintes : la variabilité spatio-temporelle de l'intensité des fonctions au sein d'une même zone humide ; la difficulté de caractériser toutes les zones humides d'un bassin versant à partir de mesures effectuées sur le terrain.

Autrefois, l'intérêt des zones humides pour la société étaient reconnues de façon empirique. Dans les années 70, les zones humides ont été identifiées comme des sites d'intérêt écologiques et patrimoniaux. Puis des recherches sur leurs organisations et structures se sont développées et ont abouti aux premières évaluations hydrologiques et biogéochimiques de ces milieux (Mitsch et Gosselink, 1993).

Aux États-Unis, Adamus et Stockwell (1983) ont évalué 11 fonctions des zones humides à partir de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Par la suite, de nombreuses autres fonctions ont été étudiées (Brinson, 1993). Il est alors apparu nécessaire de les classer en trois catégories : les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques, qui sont respectivement liées aux régimes des eaux, à la qualité des eaux et aux biotopes.

L'objectif des évaluations fonctionnelles des zones diffèrent selon les pays dans lesquels ces dernières sont effectuées. Par exemple, aux États-Unis et au Canada, cette démarche s'inscrit dans une vision économique afin de « *comparer les bénéfices que la société peut retirer des zones humides dans un état donné à ceux que l'on peut attendre d'un projet d'aménagement envisagé sur cette zone* » (Larson *in*

Maltby, 2009 ; Barnaud, 1998). Cette approche tient compte uniquement des fonctions et valeurs connues (Tableau 1.2). En Europe, les recherches sur l'évaluation fonctionnelle des zones humides s'inscrivent dans une approche environnementale. Elles ont pour objectifs de fournir un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires, afin d'identifier les secteurs vulnérables et de proposer des actions à engager pour améliorer leurs fonctionnalités (Matlby *et al.*, 1996 a).

Tableau 1.2 - Les fonctions des zones humides, leurs effets, les valeurs socio-économiques correspondantes et les indicateurs permettant de les évaluer (in Barnaud et Mermet, 1996, d'après NRC, 1995)

Fonctions	Effets	Valeurs socio-économiques	Indicateurs
Hydrologiques			
Stockage de l'eau de surface à court terme	Réduction des pics d'inondation en aval	Réductions des dommages liés aux inondations	Présence de plaine d'inondation le long des corridors fluviaux
Stockage de l'eau de surface à long terme	Maintien de flux de base, répartition saisonnière des flux	Maintien des habitats pour les poissons en période sèche	Topographie de la plaine d'inondation
Maintien d'un niveau élevé de nappe	Maintien des communautés d'hydrophytes	Maintien de la biodiversité	Présence d'hydrophytes
Biogéochimiques			
Transformation, recyclage des éléments	Maintien de stocks de nutriments dans la zone humide	Production de bois	Croissance des arbres
Rétention, élimination de substances dissoutes	Réduction du transport de nutriments en aval	Maintien d'une eau de qualité	Sorties de nutriments inférieures aux entrées
Accumulation de tourbe	Rétention de nutriments, métaux, autres substances	Maintien d'une eau de qualité	Augmentation de la profondeur de tourbe
Accumulation de sédiments inorganiques	Rétention de sédiments et de certains nutriments	Maintien d'une eau de qualité	Augmentation de la profondeur de sédiments
Fourniture d'habitat et de réseaux trophiques			
Maintien de communautés végétales caractéristiques	Nourriture, reproduction de la faune	Production d'animaux à fourrure et d'oiseaux d'eau	Végétation mature de zone humide
Maintien de flux d'énergie caractéristique	Développement de population de vertébrés	Maintien de la biodiversité	Forte diversité de vertébrés

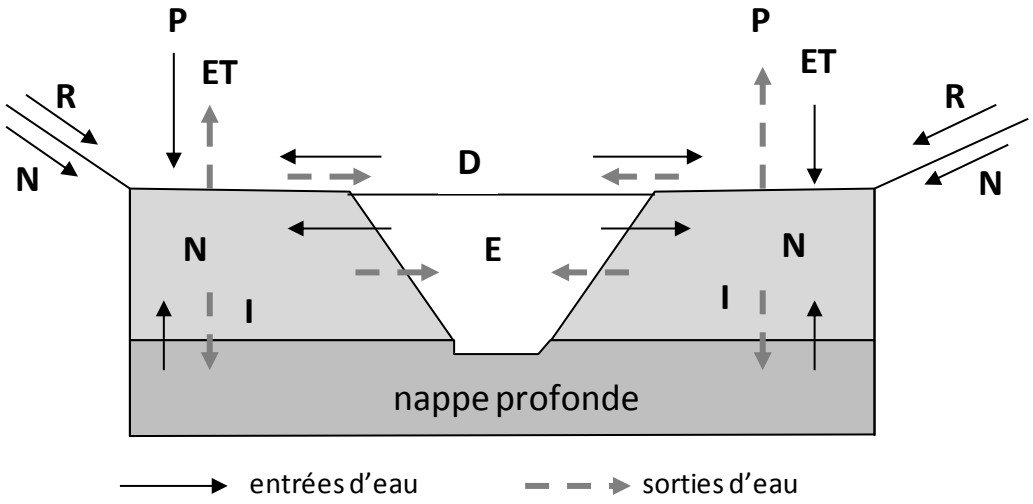
Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

1.2. Les fonctions des zones humides

Les fonctions des zones humides peuvent être regroupées en trois catégories : les fonctions hydrologiques, les fonctions biogéochimiques et les fonctions écologiques.

1.2.1. Les fonctions hydrologiques

A travers les échanges de flux avec le cours d'eau, la nappe et le versant, les zones humides déterminent de nombreuses fonctions hydrologiques (Figure 1.6). Les zones humides assurent un stockage latéral (eaux en provenance du versant) et un stockage longitudinal (eaux en provenance du réseau hydrographique). Elles jouent un rôle tampon : en période de hautes eaux, elles ralentissent l'écoulement des eaux réduisant ainsi le risque de crue (Oberlin *in* Fustec et Lefeuvre, 2000); à l'inverse, en période de basses eaux, elles libèrent une quantité d'eau permettant de limiter un étiage trop sévère (Bendjoudi, *in* Fustec et Lefeuvre, 2000). La modélisation des fonctions hydrologiques des zones humides est complexe car elle nécessite une série de mesures très approfondies. Les quelques modèles hydrologiques spécifiquement dédiés aux zones humides n'évaluent qu'une fonction et ne sont pas transférables à d'autres sites en raison de la variabilité spatio-temporelle de ces milieux (McCartney et Acreman in Maltby, 2009).



P= précipitations ; ET= évapotranspiration ; I= infiltration ; R= ruissellement ;
N= nappe ; D= débordement de crue ; E= échanges nappe/rivière.

Figure 1.6 – Principaux flux hydrologiques observes au sein d'une zone humide de bas fond (adapté de Barnaud et Fustec, 2007)

1.2.2. Les fonctions biogéochimiques

L'eau, en provenance de la zone contributive et qui transite *via* la zone humide subit, selon les cas, des transformations physico-chimiques. Elle peut être épurée, dénitrifiée, débarrassée d'une partie des pesticides, s'acidifier…. Par exemple, l'élimination de l'azote s'effectue selon deux processus : une absorption par la végétation et une dénitrification microbienne au niveau du sol. Ces processus dépendent des conditions géomorphologiques, du régime des eaux, et du type d'occupation des sols… (Pinay et Trémolières, 2000). Les fonctions de dénitrification sont principalement efficaces dans les zones de contact entre la zone source ou

contributive et la zone humide ainsi que dans les secteurs de transit lent au sein de la zone humide, là où il y a des apports de nitrates et des conditions anaérobies (Maltby *et al*, 1996 b). Les activités maximales d'absorption et de dénitrification peuvent être séparées dans le temps (Pinay et Trémolières, 2000) : l'absorption par la végétation est maximale au printemps, alors que la dénitrification bactérienne prend le relais au cours des autres saisons.

1.2.3. Les fonctions écologiques

Les zones humides sont des milieux qui accueillent une très grande diversité d'espèces animales et végétales ainsi qu'une grande diversité d'habitats. Les caractéristiques des habitats des milieux humides sont déterminées par l'hydrologie et l'hydrodynamique, la minéralité du substrat, la disponibilité en azote et en phosphore ainsi que l'usage de la végétation. Un grand nombre d'habitats de zones humides sont d'intérêt communautaire et constituent pour la faune des lieux de vie complets ou partiels mais indispensables, comme la reproduction ou le repos lors des migrations (Fustec et Lefeuvre, 2000).

Les zones humides assurent d'autres fonctions essentielles comme la fonction de production, plus ou moins contrôlée par les acteurs du territoire. Ainsi, la fauche ou/et la pâture des prairies revêt une valeur économique en même temps qu'elle assure la préservation d'habitats remarquables. A l'inverse, le drainage effectué pour étendre les cultures telles que le maïs conduit à une banalisation du milieu en même temps qu'il introduit des risques dans la diffusion des pesticides et des engrais.

1.2.4. La variabilité spatio-temporelle des fonctions des zones humides

Chaque zone humide présente ainsi plusieurs fonctions, d'intensités variables dans le temps et l'espace. Cette variabilité spatio-temporelle peut s'expliquer par trois facteurs (Maltby et Barker, 2009):

- la micro-topographie : une dépression ou une surélévation de quelques centimètres peut suffire à augmenter ou diminuer significativement le temps de résidence de l'eau dans la zone humide;
- l'écocline ou gradient d'humidité : les zones humides sont des milieux de transition entre les écosystèmes aquatiques et terrestres, ce qui leur confère un gradient d'humidité important ;
- les aménagements anthropiques : le fonctionnement naturel des zones humides peut être altéré par des aménagements.

Il peut y avoir, en terme d'efficacité fonctionnelle, des incompatibilités entre différentes fonctions (Clément *et al.*, 2004). Par exemple, une zone humide peut difficilement cumuler, sur un même lieu, une fonction de dénitrification importante et une biodiversité végétale remarquable, mais l'hétérogénéité spatiale permet de faire coexister ces deux fonctions au sein d'une même zone humide. Il est à noter que la plupart des processus et des fonctions décrits ci-dessus peuvent également opérer hors des zones humides mais très souvent à des intensités différentes ; par exemple, 30% des espèces rares, menacées ou en danger de la flore nationale sont inféodées aux zones humides, alors même que celles-ci n'occupent que 3 à 5% du territoire. Autre exemple, la dénitrification bactérienne peut opérer momentanément dans tout système écologique mais son efficience est particulièrement élevée au sein des zones humides. De plus,

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

l'efficacité des fonctions est liée à la fréquence temporelle des événements : par exemple une zone humide ne peut avoir un rôle efficace dans l'écrêtage de crue si sa zone de stockage est déjà remplie par un débordement précédent. Par ailleurs, la spécificité fonctionnelle d'une zone humide est appréciée non pas par un indicateur particulier, mais par la combinaison d'indicateurs reliés à des processus écologiques. Il apparaît donc stratégique, dans une démarche d'évaluation fonctionnelle des zones humides, d'une part de prendre en compte une combinaison d'indicateurs de l'état fonctionnel de ces milieux et non pas de considérer exclusivement telle ou telle fonction, et d'autre part d'appréhender la zone humide comme une mosaïque de milieux aux fonctionnements différents et non comme un milieu homogène au fonctionnement unique.

1.3. La spatialisation des fonctions des zones humides

Il ressort du bilan qui précède que la spatialisation des fonctions est un élément déterminant dans le processus de caractérisation des différentes fonctions au sein d'une zone humide ou d'un bassin versant élémentaire.

Évaluer, c'est estimer approximativement l'importance ou la valeur d'un phénomène. En conséquence, les évaluations fonctionnelles sont exprimées qualitativement. D'après Usher (1986), *« les évaluations, souvent réalisées de manières plus intuitives que scientifiques, doivent logiquement comporter une phase de jugement suivie d'une phase de comparaison et aboutir à un classement en fonction d'un objectif bien défini »*. La spatialisation des fonctions des zones humides passe par leur caractérisation à l'aide des typologies ou référentiels existants. La spatialisation fonctionnelle peut s'effectuer selon deux démarches (Fustec et Lefeuvre, 2000): une démarche intuitive à partir d'une typologie descriptive ou une démarche progressive et complète à partir d'une typologie fonctionnelle (Figure 1.7).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

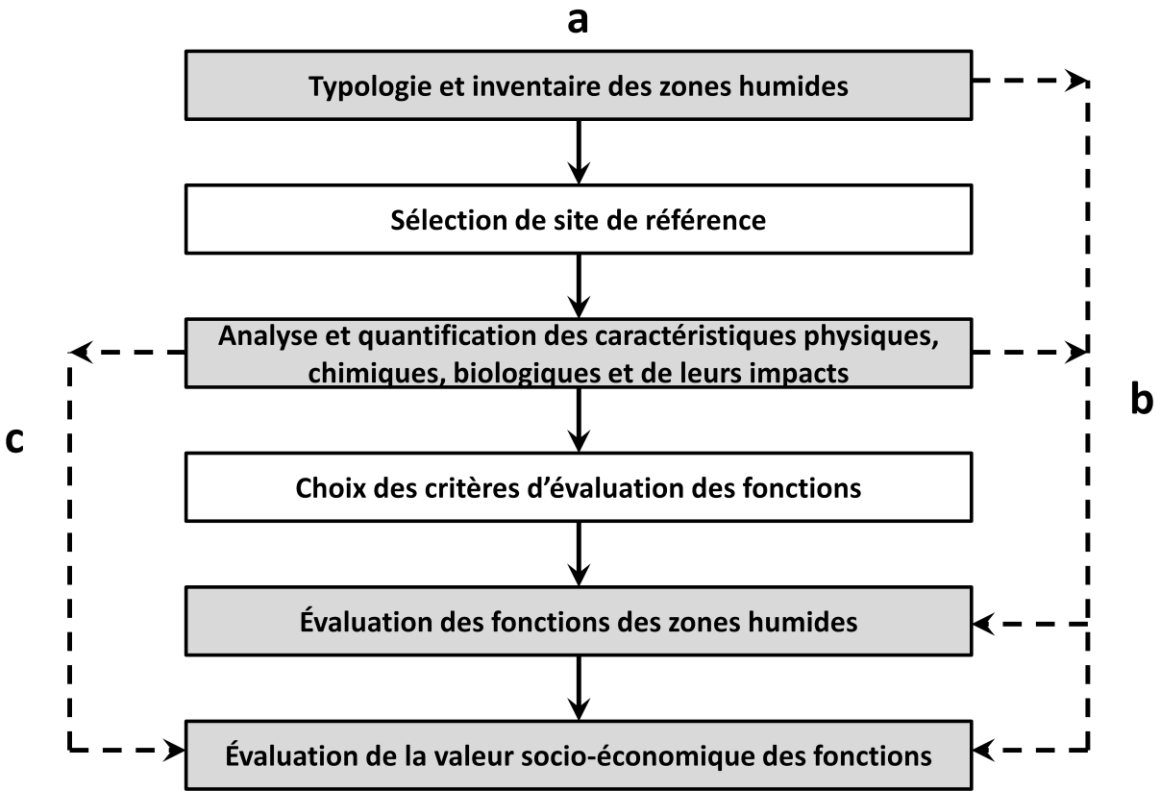


Figure 1.7 - Différentes démarches d'évaluation des fonctions des zones humides et de leurs valeurs : (a) démarche progressive et complète ; (b) démarche en grande partie intuitive d'évaluation des fonctions et de leur valeur sociale ; (c) démarche d'évaluation économique des services rendus (adapté de Fustec, 2000).

1.3.1. Les typologies descriptives

Les premières évaluations fonctionnelles des zones humides ont été effectuées selon une démarche intuitive à l'aide de typologies descriptives. Selon ces typologies, chaque zone humide fait l'objet d'une caractérisation sommaire qui permet d'apprécier sa qualité et son état général.

1.3.1.1. Les typologies descriptives hiérarchisées

Dans le cadre de l'inventaire national des zones humides aux États-Unis, Cordawin et al. (1979) ont proposé une typologie hiérarchisée. Cette classification repose sur l'identification de critères géomorphologiques et des formations végétales par photo-interprétation de clichés aériens. La structure hiérarchisée de la typologie a permis un usage multi-scalaire, de l'État aux acteurs locaux. Beaucoup d'adaptations régionales ont été effectuées. Bien que globale et imprécise, cette approche souligne la multiplicité et les variations d'intensité des fonctions des zones humides. Elle permet, à partir de termes géomorphologiques généraux, de contextualiser l'habitat et de dériver des paramètres hydrologiques globaux. Néanmoins, cette caractérisation parait limitée pour permettre une évaluation fine des fonctions des zones humides. Aujourd'hui, cette typologie est utilisée à des fins essentiellement réglementaires (Cowardin et Golet, 1995).

La typologie CORINE BIOTOPE, initiée par l'Union Européenne, est une classification descriptive des habitats, des milieux naturels et semi-naturels basée sur la physionomie et la combinaison floristique des communautés végétales (Finlayson, 2004). Ce référentiel s'inspire de la combinaison hiérarchique définie par Cowardin en intégrant les critères géomorphologiques

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

pour les niveaux supérieurs et les critères de végétation pour les niveaux inférieurs. La classification des habitats EUNIS (EUropean Nature Information System) reprend la classification CORINE, l'étend et l'actualise à l'ensemble de l'Union Européenne. Cette typologie est utilisée dans le cadre de l'application de l'arrêté du 24 juin 2008 modifié pour délimiter et caractériser les zones humides. Cette typologie hiérarchisée en différents niveaux de précisions permet de s'adapter à l'objectif souhaité. Le premier niveau de cette typologie est trop grossier pour envisager une évaluation fonctionnelle. En revanche, les niveaux les plus précis sont les plus robustes car ils se rapprochent des communautés végétales en apportant des informations utiles à une évaluation fonctionnelle comme le niveau trophique ou la saturation des sols (habitats fertiles, oligotrophes, milieu saturé permanent…). En revanche l'utilisation des niveaux les plus fins nécessite une bonne connaissance en botanique. De plus, ces niveaux de précisions ne sont identifiables qu'à partir d'une approche terrain.

1.3.1.2. Les typologies descriptives non hiérarchisées

Une typologie dérivée de la définition Ramsar s'appuie sur les caractères hydrologiques et géomorphologiques des zones humides et des espaces associés. Cette typologie inclue les milieux humides au sens large, comme par exemple la classe « eaux marines/côtières » qui représente la majorité des zones humides cartographiées. Elle est appliquée pour la caractérisation des sites Ramsar mais pose des problèmes. En effet, les sites Ramsar sont souvent de très grandes superficies et peuvent contenir plusieurs faciès. Cette typologie permet de caractériser globalement la composition des sites Ramsar à travers le monde (Barnaud et Fustec, 2007) mais n'est pas adaptée à des problématiques locales de gestion qui nécessiteraient une caractérisation plus détaillée.

En France, la mise en place des SDAGE a conduit les Agences de l'Eau à définir une typologie générique vue de l'inventaire des zones humides. Cette typologie combine les caractéristiques écologiques et socio-économiques pour aboutir à 13 classes. Si cette nomenclature est intéressante pour une approche à l'échelle nationale, le recourt à des typologies hiérarchisées de type EUNIS est rendu nécessaire aux échelles fines (Barnaud et Fustec, 2007). Cette typologie a pour but de souligner les services rendus par les zones humides vis-à-vis de la ressource en eau. Mais son intérêt est limité par le manque de connaissances scientifiques sur les fonctionnalités hydrologiques à l'échelle d'un bassin versant.

1.3.2. Les typologies fonctionnelles

L'évaluation fonctionnelle des zones humides peut se dérouler suivant une démarche progressive. Dans un premier temps, les zones humides sont inventoriées puis classées selon une typologie adaptée aux objectifs et aux échelles de travail. Puis, des sites de référence sont sélectionnés parmi les zones humides représentatives (Brinson, 1993). En effet, les démarches d'évaluation fonctionnelle ne permettent pas d'évaluer l'ensemble des zones humides d'un bassin versant. Ensuite, la structure et les caractéristiques des zones humides de référence sont identifiées à partir de mesures terrains approfondies effectuées dans des domaines disciplinaires variés. Les critères déterminés par cette approche sont liés par des relations qui permettent de caractériser une ou plusieurs fonctions des zones humides. Enfin, l'évaluation est réalisée à partir de l'acquisition des données relatives aux critères d'état. Une fois cette étape effectuée, les résultats peuvent permettre une comparaison entre les différentes zones humides et une

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

évaluation des valeurs apportées pour la société. Cette démarche, complète mais complexe, n'est appliquée que depuis les années 90. Elle comprend plusieurs approches.

1.3.2.1. L'approche WET

En 1983, Adamus et Stockwell développent une approche intitulée *Wetland Evaluation Technique* (WET). Il s'agit d'une approche multi scalaire : au niveau global, les fonctions sont évaluées à partir des données disponibles (issues des classifications de Cowardin) alors qu'au niveau le plus fin, l'évaluation nécessite de nombreuses mesures terrain. L'approche WET permet de mettre en évidence les relations entre une fonction donnée et la typologie ainsi que l'incompatibilité de certaines fonctions entre elles. Mais elle est critiquée pour son manque de validation scientifique et son évaluation qualitative (élevée, moyenne, faible) trop générale. Dans cette approche, les fonctions sont supposées être les mêmes dans toute la zone humide.

1.3.2.2. La démarche des communautés végétales

Une étude réalisée en Bretagne a permis de caractériser les zones humides suivant des critères de végétation et la nature des eaux (Clément, 1986). Les communautés végétales sont caractérisées avec un niveau de précision semblable à celui utilisé au niveau le plus fin de la typologie CORINE Biotope. Cette typologie a été comparée avec deux facteurs : le niveau trophique (disponibilité en nutriments assimilables) et le stade de développement ou de maturité de la zone humide (gradient dynamique). Le croisement des fonctions trophique et dynamique permet de mettre en évidence les liens des différents types de zones humides de Bretagne qu'ils soient naturels ou induits par des activités humaines (Figure 1.8). Cette approche peut constituer un outil d'aide à la décision pour la gestion des zones humides mais nécessite également de solides connaissances en botanique et phyto-sociologie. De plus, les critères de caractérisation ne paraissent pas télédétectables.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

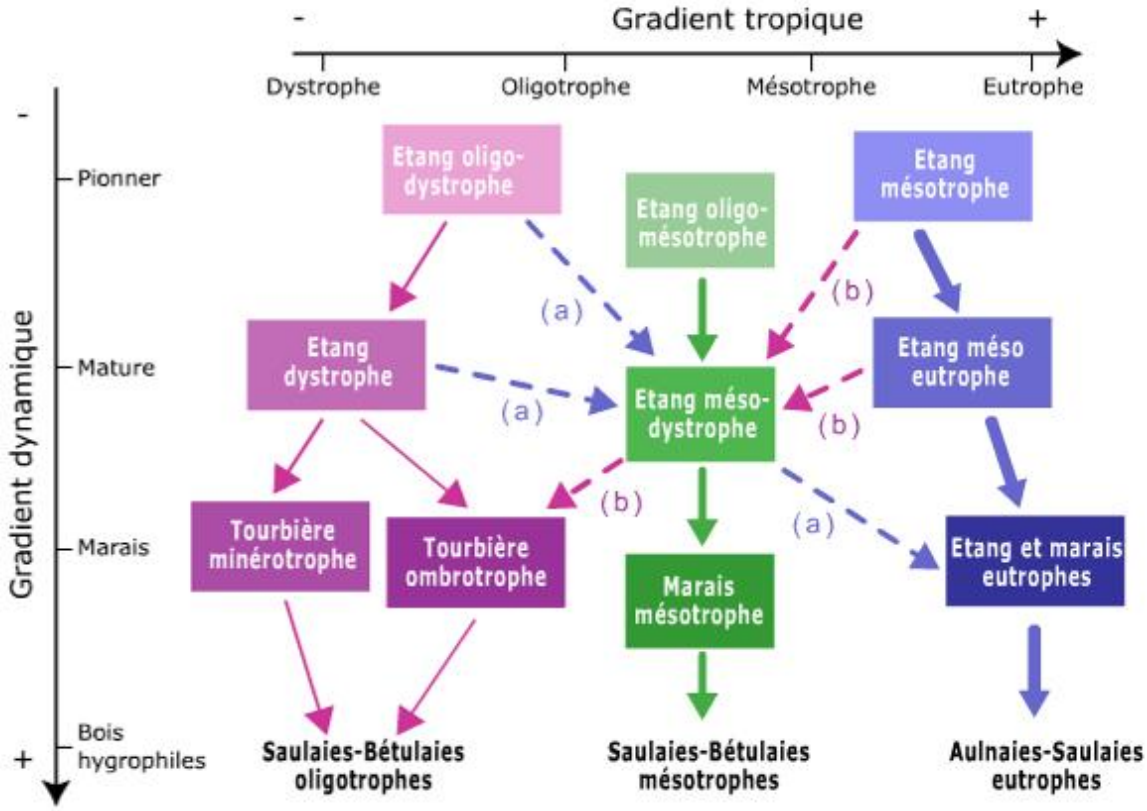


Figure 1.8 – Caractérisation des zones humides selon le gradient dynamique et le gradient trophique : (a) Processus d'eutrophisation via l'apport diffus de nutriments dans le bassin versant ; (b) Processus d'oligotrophisation naturel induit par l'accumulation de matière organique ou de tourbe dans la zone humide. Les flèches en trait plein indiquent la dynamique naturelle courante ; l'épaisseur du trait illustre la vitesse du changement d'état (à gauche, de l'ordre de quelques siècles entre deux dynamiques ; à droite, de l'ordre de quelques dizaines d'années). Extrait de Clément, 1986.

1.3.2.3. L'approche hydrologique

Une étude effectuée sur les zones humides situées en tête de bassin versant a permis d'évaluer leurs fonctions hydrologiques et biogéochimiques (Durand *et al.*, 2000). Celles-ci ont été déterminées à partir d'indicateurs dérivés des interactions entre le cours d'eau, le versant et la zone humide (Tableau 1.3). Cette approche présente l'originalité de prendre en compte l'hydrodynamique à travers des descripteurs directs ou indirects. Toutefois, elle nécessite un suivi de mesures terrain régulier et fréquent, ce qui limite son application sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant.

Tableau 1.3 - Indicateurs pertinents pour l'évaluation des fonctions hydrologiques des zones humides
(d'après Durand et al, 2000)

Fonctions	Processus	Indicateurs
Stockage transversal	Temps de remplissage de la zone humide	Extension de la zone humide
		Taille relative de la zone humide/taille du bassin versant
		Profondeur de l'imperméable
		Réseau de haies, fossés et cours d'eau
Stockage longitudinal	Inondations	Caractère inondable de la zone humide (fossés)
		Modélisation hydraulique 1. Taille rivière et fossés 2. Régime hydrologique 3. Géométrie interne de la zone inondable (topo fine, connexité…)
Transfert	Flux internes	Occurrence des inondations par le cours d'eau
		Importance relative et caractéristiques physiques des différents horizons du sol jusqu'à l'imperméable
		Dimension relative de la zone humide (Surface/linéaire du cours d'eau ou bassin versant)
		Dynamique spatiale de la zone humide (la possibilité d'extension allongeant le temps de résidence moyen)
	Continuité hydraulique	Distance à laquelle la surface libre du ruisseau influe sur le niveau de la nappe de la zone humide

1.3.2.4. L'approche hydro-géomorphologique (HGM)

En 1993, Brinson développe une typologie fonctionnelle avec des critères basés sur la géomorphologie, l'origine de l'eau présente dans les zones humides et l'hydrodynamique. Les fonctions des zones humides sont évaluées sur des sites de référence à partir de mesures terrain approfondies. Ces évaluations permettent d'extrapoler les résultats à des zones humides présentant les mêmes caractéristiques hydrogéomorphologiques (Brinson *in* Maltby, 2009). Tout comme dans l'approche WET, l'intensité des fonctions est supposée être la même sur la zone humide entière. L'hétérogénéité spatiale de la zone humide n'est pas prise en compte au sein d'un site. Cette approche est actuellement utilisée aux États-Unis par les organismes fédéraux pour l'inventaire et la caractérisation des zones humides.

Une étude menée en France sur le bassin versant de Seine-Normandie reprend l'approche HGM et a permis d'évaluer quatre fonctions des zones humides : régulation des crues, rétention des particules et des polluants associés, rétention et élimination des nitrates, maintien des peuplements piscicoles (Gaillard *et al.*, 2001). Les fonctions sont évaluées de façon qualitative en sept classes d'efficacité mettant en évidence les actions de gestion les plus pertinentes à effectuer. Pour cela, les zones humides sont classées sur la base de critères hydrogéomorphologiques (évolution du profil en long des cours d'eau, dépôts sédimentaires holocènes, mosaïques hydrogéomorphologiques) puis les fonctions sont évaluées par croisement d'indicateurs sous

SIG. Par exemple, la fonction « régulation de crue » est évaluée à partir de dix indicateurs (largeur de la plaine d'inondation, pente de la plaine d'inondation, densité des chenaux et des annexes hydrauliques, macrotopographie de la plaine d'inondation, connexions entre le lit mineur et la plaine d'inondation, rugosité de la végétation….). Cette méthode a l'intérêt de présenter des résultats standardisés à l'échelle d'un grand bassin versant.

1.3.2.5. L'approche PEEW

Dans le cadre du PNRZH, le programme TY-FON (TYpologie FONctionnelle) a élaboré une typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallées en Bretagne (Mérot *et al.*, 2000, 2005 et 2006). L'approche PEEW (Potential, Existing, Efficient Wetlands) décrit la zone humide selon trois compartiments, la zone humide potentielle, la zone humide effective et la zone humide efficace (Figure 1.9).

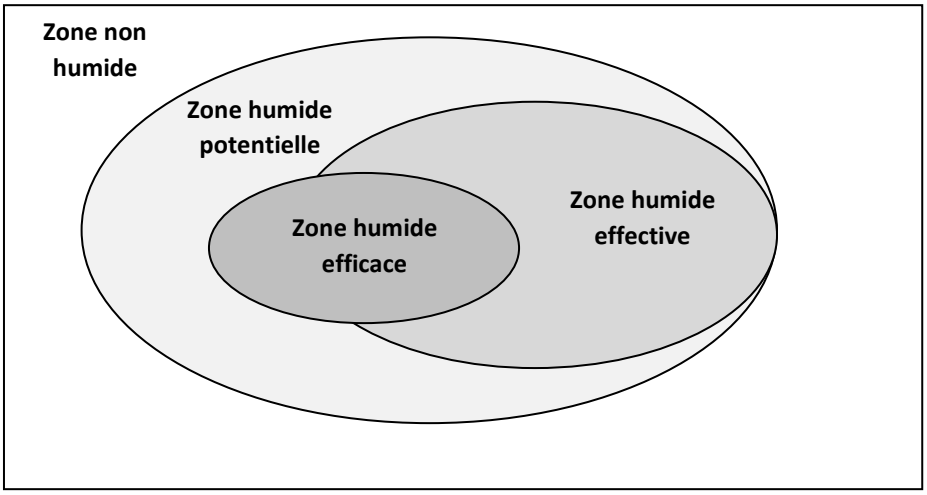


Figure 1.9 – Schéma de la hiérarchie des zones humides selon l'approche PEEW (d'après Mérot *et al.,* 2006)

Les zones humides potentielles sont des zones originellement humides mais qui ont perdu ce caractère suite à des aménagements anthropiques (drains, remblais, etc.…). Leur délimitation repose sur des critères permanents tels que la topographie associée aux caractéristiques climatiques Cependant malgré les drainages, certaines caractéristiques hydromorphologiques peuvent subsister ça et là et ce critère permet detémoigner de la présence d'une zone humide potentielle.

Les zones humides effectives sont des zones humides correspondant aux critères définis par la Loi sur l'eau de 1992 notamment par la présence de sol hydromorphe et de végétations hygrophiles. Une zone humide est dite effective si la saturation en eau atteint 100% en période hivernale. Or, la mesure de ce critère nécessite des observations à long terme, à intervalles rapprochés. Il est donc préférable de passer par des critères d'états, intégrateurs de l'hydrodynamique. Bien que cette saturation conduise à l'hydromorphie des sols, ce caractère ne peut à lui seul déterminer la présence réelle, à l'instant considéré, d'une zone humide. Deux éléments, combinés, peuvent fournir un diagnostic assez précis sur la durée de saturation : la couverture végétale et les caractéristiques des sols.

La zone humide efficace correspond, quant à elle, à une fonction principale donnée (dénitrification, valeur patrimoniale…). La délimitation de ce compartiment de la zone humide est plus complexe à réaliser, car les méthodes d'évaluation fonctionnelle privilégient des mesures ponctuelles réalisées sur le terrain, telles que la pose de piézomètres pour mesurer la hauteur de la nappe ou les relevés phytosociologiques pour caractériser le niveau trophique de la végétation. L'extrapolation spatiale de ces mesures est difficilement envisageable dans ces milieux très hétérogènes.

La surface comprise entre la zone humide potentielle et effective peut être qualifiée de *« zone de négociation »*, susceptible d'être restaurée (Mérot *et al*, 2005). L'intérêt de l'approche PEEW est de permettre la réalisation d'un inventaire spatialisé des zones humides, et *in fine* de cibler les actions de maintien ou de restauration de certaines fonctions sur les zones humides. Si la spatialisation des zones humides potentielles et effectives définies selon cette approche est aujourd'hui opérationnelle, la détermination de l'efficacité fonctionnelle de zones humides est aujourd'hui limitée à des secteurs géographiques très réduits, car l'évaluation fonctionnelle des zones humides requiert des observations répétées plusieurs fois au cours de l'année, les limites des zones humides efficaces pouvant varier brutalement dans le temps et l'espace, ses fonctions étant très sensibles aux activités humaines (Brinson, 1993).

1.3.2.6. L'approche FAP

Selon Maltby (2009 b), en Europe, la petite taille des zones humides, leur mode de gestion agricole et leurs diversités paysagères nécessitent une adaptation de la méthode HGM. La complexité des zones humides est traitée par l'identification de fonctions distinctes pour chaque unité hydrogéomorphologique ou HGMU HydroGeoMorphic Units (Figure 1.11), surface caractérisée par trois critères associés, la géomorphologie, la végétation et le sol (Maltby, 1994 ; Clément *et al.*, 1996). La composante hydrologique n'est pas directement décrite mais est déduite de la confrontation des trois critères précédents. Le concept d'HGMU défini par Maltby s'inspire donc celui d'HGM utilisé aux États-Unis mais à une échelle spatiale plus fine.

Dans le cadre de différents projets européens (FAEWE, PROTOWET, EVALUWET), une procédure d'évaluation fonctionnelle (*Functional Assessment Procedure*, FAP) des zones humides a été mise en œuvre (Maltby, 2009 a). Dans un premier temps, des zones humides de « calibration » ont été sélectionnées dans des régions climatiques contrastées de l'Europe de l'ouest allant de l'Irlande à l'Espagne (McInnes *et al.*, 1998). Sur chaque site, les processus ont pu être étudiés spécifiquement à partir des mesures régulières de variables physico-chimiques. Des relations ont été établies sur l'existence de fonctions spécifiques aux HGMU comme par exemple l'élimination et la rétention de nitrates (Baker et Maltby, 1995 ; Russel et Maltby, 1995), l'écrêtage de crues (Hooijer, 1996) ou la fonction habitat (Clément *et al.*, 1996).

La FAP permet d'évaluer 12 fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques et se déroule en trois étapes (Figure 1.10).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

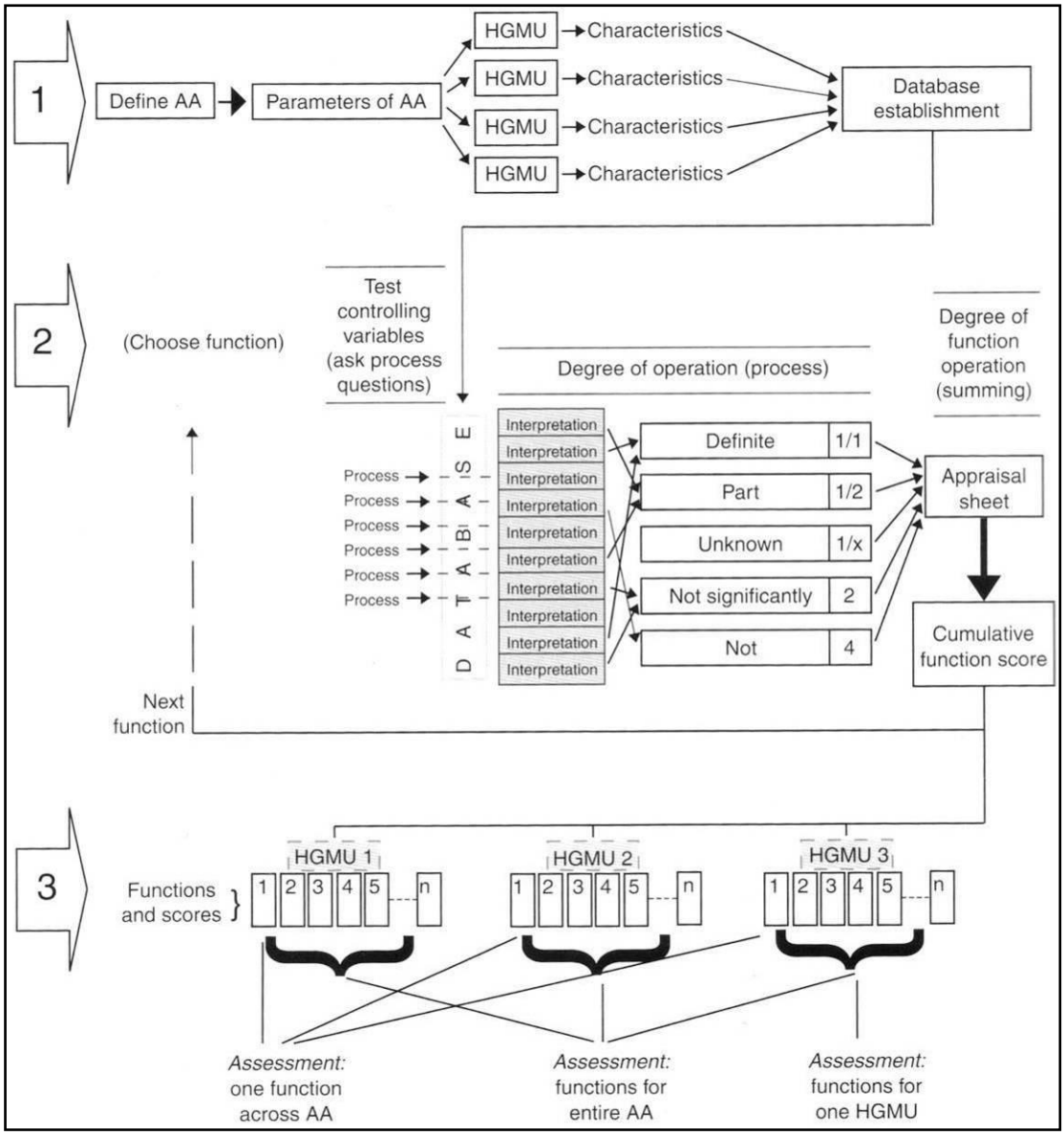


Figure 1.10 – Les trois étapes de la FAP (Maltby, 2009 b)

La première étape consiste à identifier et délimiter des sites d'intérêt particulier pour les gestionnaires, dénommés « Assessment Area » (AA). Une caractérisation globale des sites peut être effectuée à l'aide de documents existants (photographies aériennes, carte topographique…) et de sorties terrains. Ensuite, un transect est réalisé sur le terrain pour chaque site afin d'identifier les HGMU à partir de critères de géomorphologie, de végétation et de pédologie. Pour chaque HGMU, une base de données permet d'enregistrer les caractéristiques observées (mode de gestion, hydrodynamique…). Dans une seconde étape, l'opérateur sélectionne les fonctions à évaluer. Une série de questions/réponses qualitatives détermine l'importance des variables de contrôles qui influent-elles même sur les processus. Les processus associés à chaque fonction sont combinés suivant des valeurs déterminées lors des phases de calibration. Un score, seuillé en 5 classes (entre 0-nul et 1-très fort) est obtenu pour chaque fonction et chaque HGMU. Enfin, dans la troisième étape, un score global est attribué par site et par fonction. Les résultats issus de FAP peuvent permettre aux gestionnaires de comparer les performances des fonctions avant et après certains aménagements, et elle peut aussi être utilisée de façon prédictive (voir page 50). Cette méthode est avant tout adaptée à l'évaluation fonctionnelle des zones humides à

l'échelle d'un site. Des applications ont été testées à l'échelle d'un bassin versant en reprenant la démarche proposée par Brinson (1993) : des secteurs test sont évalués puis les résultats sont extrapolés aux autres zones humides en fonction de leurs ressemblances (Hogan et Maltby, 2005). Cette démarche d'extrapolation, très simplificatrice, illustre bien les limites d'une approche reposant exclusivement sur des mesures effectuées sur le terrain. De plus, l'évaluation fonctionnelle est obtenue à partir d'observations réalisées sur le terrain à un instant « t ». Les résultats peuvent donc varier dans le temps suivant les observations, en particulier sur l'hydrodynamique.

L'approche FAP, qui s'appuie sur la caractérisation des zones humides effectives et efficaces, peut être intégrée dans l'approche PEEW. Autrement dit, il s'agit d'une approche adaptée à la détermination des indicateurs fonctionnels qui sont associés en très grande partie au compartiment de la zone humide effective et dans une moindre mesure à la zone humide potentielle, permettant ainsi de délimiter les zones humides efficaces au sein de celles-ci.

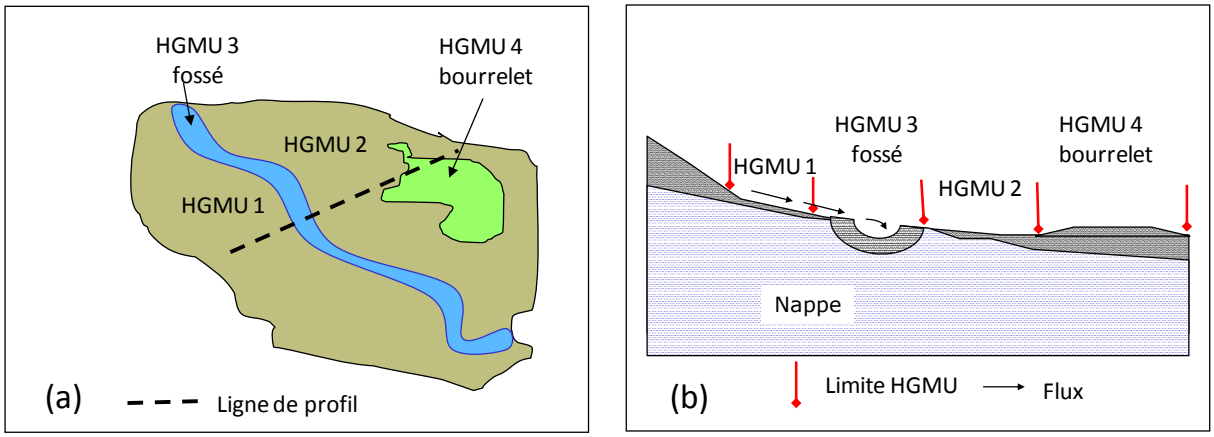


Figure 1.11 – Exemple de délimitation d'HGMU à partir de critères hydrologiques (fossé) et morphologiques (bourrelet) : (a) vue aérienne ; (b) vue en coupe (adapté de Maltby, 2009).

1.4. L'impact de l'évolution des zones humides sur leur fonctions

1.4.1. L'évolution intra et interannuelle des zones humides et son impact sur leurs fonctions

Les zones humides sont des milieux en constante évolution qui sont soumis à des évolutions naturelles lentes (atterrissements) mais aussi à des évolutions anthropiques beaucoup plus rapides qui entraînent des modifications de leurs conditions hydrologiques (Fustec et Lefeuvre, 2000). Tous ces changements, qui se produisent à des pas de temps intra et interannuels, ont des impacts sur l'intensité des processus fonctionnels des zones humides.

1.4.1.1. Variations intra-annuelles

En milieux tempérés, les intensités des fonctions des zones humides présentent un cycle saisonnier annuel lié aux conditions climatiques mais aussi aux modes de gestion agricole (Figure 1.12)(Clément *et al.*, 2004). Les précipitations et les températures ont un impact sur le régime hydrologique et donc la saturation en eau des sols, mais aussi sur la croissance de la végétation, ce qui influe sur les fonctions des zones humides. Les pratiques agricoles ont aussi des conséquences sur les fonctions des zones humides. Par exemple, la fauche des prairies permet un export

d'azote. Elle permet aussi de maintenir une végétation rase qui peut être un habitat d'intérêt patrimonial. L'épandage de lisier sur les versants créé un apport potentiel de nitrates par ruissellement dans la zone humide et peut permettre d'augmenter l'efficacité de la dénitrification bactérienne.

La variation temporelle de l'intensité des fonctions est particulièrement évidente pour les fonctions hydrologiques. La fonction écrêtage de crue s'opère essentiellement en hiver et au début du printemps, lorsque les cours d'eau présentent un fort risque de crue (Bendjoudi et De Marsily, 2000). En cas de deux épisodes rapprochés de crue, la fonction sera efficace pour le premier épisode avec le stockage d'une partie des eaux dans la zone humide mais inefficace lors du second épisode, la zone humide étant déjà saturée et inondée. La fonction soutien aux étiages est quant à elle efficace en été, lorsque les niveaux d'eau sont au plus bas.

Les fonctions biogéochimiques sont aussi soumises à des variations temporelles (Maltby, Mockler, *et al.*, 1996). Ainsi, l'intensité du processus de dénitrification dépend de la teneur en nitrate, de la température et de la saturation en eau du sol mais aussi de son taux de matière organique. De fait, l'efficacité de la fonction dénitrification est optimale entre la fin de l'automne et le début du printemps, quand les sols sont saturés (Trémolières *et al.*, 2004). En revanche, le prélèvement de nutriments par les plantes est plus marqué durant leur croissance végétative, c'est-à-dire au printemps et au début de l'automne (Clément *et al.*, 2004). L'intensité du processus de rétention de micro-polluants organiques varie aussi dans le temps car il dépend de la nature des substances, du type de milieu et des conditions associées à la saturation en eau du sol. Par exemple, la perméthrine, qui est un insecticide, disparaît plus vite en conditions anaérobies alors que les substances sont plus facilement dégradées dans des conditions réductrices (Gambrell et Patrick, 1988).

Les fonctions écologiques peuvent être plus ou moins efficaces selon la saison. Par exemple pour la fonction habitat, une partie de la faune liée aux habitats aquatiques temporaires (oiseaux et poissons) fréquente les zones humides soit durant la période de migration (Dehorter et Tamisier, 1996), la période de nichage (Schricke, 1983) ou la période de reproduction (Fustec *et al.*, 1999), en raison de la présence temporaire de surfaces en eaux leur offrant un habitat propice. En revanche, la biodiversité varie peu au sein des habitats terrestres, même si son expression présente un caractère saisonnier (Clément *et al.*, 2004).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

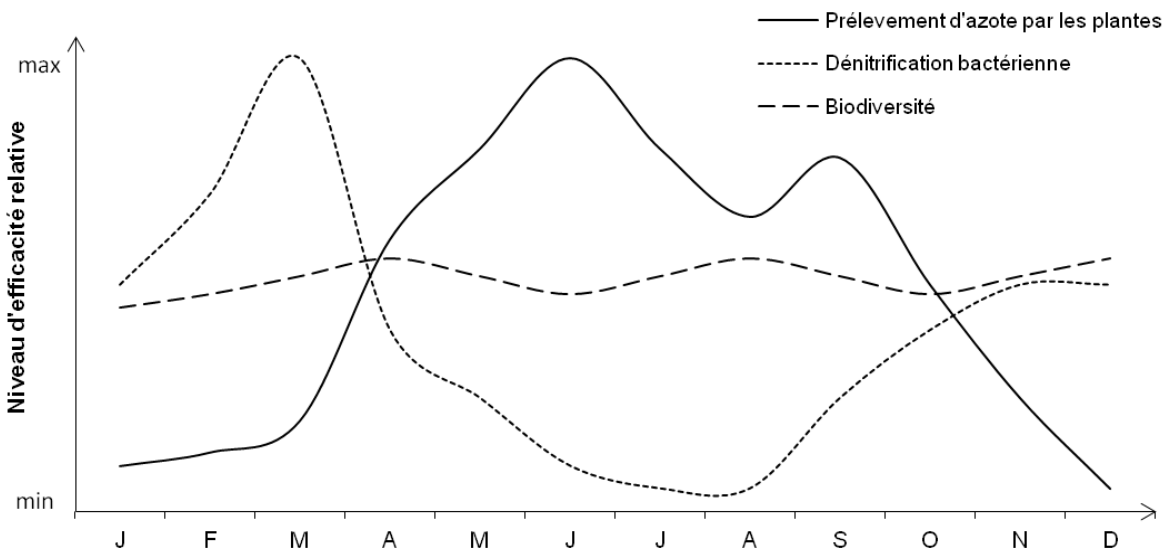


Figure 1.12 – Variabilités temporelles relatives de trois fonctions au sein d'une unité hydrogéomorphologique (Adapté de Clément *et al.,* 2004**)**

1.4.1.2. Variations inter-annuelles

Les zones humides sont des milieux fortement dégradés à travers le monde, en particulier depuis la seconde moitié du XXème siècle (Turner, 1992). La plupart des dégradations de zones humides à travers le monde (55-60 %) le sont à cause du drainage et de l'agriculture intensive (Finlayson *et al.*, 1999). On estime que 54 % de la superficie des zones humides a disparu aux États-Unis entre 1780 et 1990 (Dahl, 1990). En Espagne, 50% de la superficie des zones humides a disparu entre 1950 et 1970 (Fustec et Lefeuvre, 2000). En France, la surface totale de zones humides drainées entre 1970 et 2000 dans les vallées alluviales est estimée à 152 000 ha ; près de 30% des zones humides françaises au total auraient disparu (Ministère de l'Agriculture, RA 1970 et 2000). En outre, les zones humides qui se sont maintenues sont, pour une partie d'entre elles, largement dégradées (Bernard, 1994). De par la disparition du caractère humide de ces zones, les intensités des fonctions qui sont spécifiques au zones humides deviennent très faibles, voire nulles.

Depuis 1970, des programmes d'aménagement ont progressivement été mis en place afin de protéger, réhabiliter et restaurer ces milieux (Barnaud et Fustec, 2007) et ainsi maintenir ou améliorer leur fonctionnement (Figure 1.13).

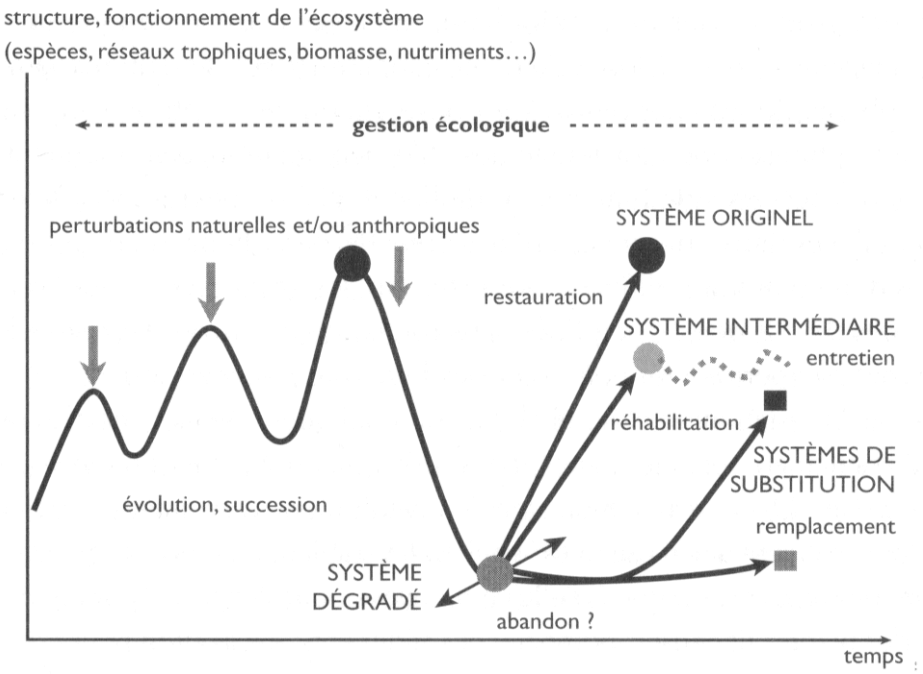


Figure 1.13 – Représentation schématique de l'évolution des systèmes écologiques et des options envisageables selon les objectifs (*in Barnaud et Fustec, 2007)*

La réhabilitation de zones humides a pour objectif de rétablir la structure et les fonctions de l'écosystème par des aménagements non nécessairement identiques à un état passé (Chapuis *et al.*, 2002). La restauration de zones humides a pour objectif de réaménager une zone humide dégradée vers son état historique afin qu'elle retrouve autant que possible ses fonctions originelles (van der Valk, 2009).

Le choix d'un aménagement, qu'il s'agisse d'une réhabilitation ou restauration, favorise un processus fonctionnel au dépend d'un autre (Barnaud et Fustec, 2007). Par exemple, la réhabilitation du marais de Sougéal, dans la baie du Mont-Saint-Michel, a conduit les gestionnaires à faire des choix vis-à-vis de la durée de mise en eau d'une partie du marais. En effet, une mise en eau prolongée favorise l'habitat pour les oiseaux d'eau aux dépens des activités agricoles de pâturage. Par ailleurs, le potentiel de restauration d'une zone humide dépend de son état de dégradation. Si une zone humide oligotrophe est asséchée par drainage mais sans apport de nutriments, la suppression du réseau de fossé va permettre de retrouver son état initial. Ainsi, une tourbière oligotrophe drainée puis abandonnée avec enfrichement par le bouleau a pu être restaurée grâce d'une part à la mise en place d'une digue permettant de maintenir des conditions d'humidité suffisantes et d'autre part à des actions de défrichement (Clément *et al.*, 2011). En revanche, si la prairie oligotrophe est drainée et fertilisée, la suppression du réseau de drainage va, certe permettre le retour de communautés végétales hygrophiles, mais l'apport de nutriments à des fins agricoles aura rendu le milieu eutrophe. Au-delà des travaux de restauration, le retour des processus hydrologiques spécifiques aux zones humides peut prendre plusieurs années, même sur un ancien marais drainé puis restauré (Mitsch et Wilson, 1996). La restauration complète des fonctions des zones humides peut prendre plusieurs dizaines d'années (Ewel, 2009). Les fonctions hydrologiques sont les plus faciles à restaurer, car elles dépendent uniquement de l'hydrodynamique. En revanche, certains habitats, oligotrophes en particulier, sont fragiles en raison de l'eutrophisation des sols qui est irréversible. La restauration d'un seul site, plutôt que le périmètre originel, peut réduire l'efficacité des fonctions écologiques car certaines espèces

animales ont besoin de corridors et ne sont pas adaptés aux milieux fragmentés (McCauley et Jenkins, 2005).

La plupart des projets de restauration ne concerne que quelques sites de quelques hectares (van der Valk, 2009). Toutefois, certains projets de restauration concernent des zones humides de plusieurs milliers d'hectares, comme aux Everglades en Floride (Davis et Ogden, 1994) ou en Mésopotamie (Richardson et Hussain, 2006).

En conclusion, cinq principes sont à considérer dans les projets de restauration de zones humides (Zedler, 2005 repris par Barnaud et Fustec, 2007) :

1. Le contexte paysager et la localisation : l'intensité des fonctions des zones humides dépend de leur connectivité avec les autres milieux. Par exemple, dans les milieux fragmentés, la présence de corridors écologiques permet le maintien des fonctions d'habitat écologique.
2. Un suivi rigoureux : la restauration des zones humides nécessite des actions d'entretien (fauche, inondation…) adaptée aux objectifs de gestion. Par exemple, un suivi régulier est nécessaire pour s'assurer de la bonne croissance des communautés végétales et éventuellement mener des actions ponctuelles pour éradiquer des espèces envahissantes.
3. La détermination du système de référence : le choix de rétablir un fonctionnement satisfaisant de la zone humide par des actions de réhabilitation est souvent préférable à un retour strict à un fonctionnement historique envisagé dans le cadre de plan de restauration.
4. Des horloges décalées : les différents éléments de l'écosystème réagissent à des pas de temps différents. Dans un premier temps, les actions d'aménagement entraînent un rétablissement ou une accentuation du caractère humide. Cela a pour conséquence le développement d'une végétation hygrophile, puis l'arrivée d'une faune adaptée aux milieux humides. Enfin, les sols reprennent un caractère hydromorphe marqué.
5. Nul n'est tenu à l'impossible : certaines dégradations, comme l'eutrophisation, sont difficilement réversibles.

Au-delà de la restauration, la création de zones humides *ex nihilo*, en compensation (*mitigation* en anglais) des services perdus par les zones humides détruites ou dégradées par des projets de développement, est très courante aux États-Unis (Salvesen, 1994). Pour 0,4 hectare détruits, 0,7 hectare de zone humide doivent être créés ou restaurés. Cependant, les mesures de compensation des zones humides ne peuvent s'appliquer efficacement que sur des secteurs potentiellement saturés, c'est-à-dire sur des zones humides dégradées ou potentielles (Clément, communication personnelle). Il convient alors de supprimer ou de réduire le système de drainage. La recréation de zones humides sur des secteurs non saturés est inefficace, car les conditions ne sont pas propices à la croissance de végétations adaptées aux milieux humides (Ewel, 2009) et surtout à la création d'une zone saturée. En théorie, ces programmes de création devaient permettre une équivalence des processus fonctionnels des zones humides créées par rapport à ceux dégradés dans les projets d'aménagement *via* la démarche HGM (Rheinhardt *et al.*, 1997). Pourtant, la majorité des projets de création de zones humides aux États-Unis a concerné la mise en place de plans d'eau dans des secteurs non hydromorphes, avec pour conséquence une inefficacité de fonctions propres aux zones humides (Zedler, 2004). Barnaud et Fustec (2007)

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

notent : « *Finalement, la lenteur, les difficultés et le coût de la restauration de ces milieux soulignent l'intérêt de leur conservation d'autant que plusieurs modifications sont irréversibles* ».

Ainsi, si une même zone humide voit cohabiter différentes fonctions à un temps *t* selon le secteur de la zone humide considéré (voir CHAPITRE 1 : section 1.4.1.1), ces fonctions ne sont pas constantes dans le temps et dans l'espace, que ce soit à une échelle intra ou interannuelle. La zone humide correspond donc à une mosaïque de milieux dont les fonctions évoluent dans le temps. En outre, favoriser une fonction donnée peut entraîner la baisse d'intensité, voire la disparition d'une ou de plusieurs fonction de la zone humide.

1.4.2. La simulation de changements sur les zones humides

Les changements interannuels d'occupation ou d'usage des sols des zones humides peuvent être d'origine anthropique (Turner, 1992) ou climatiques (Massu et Landmann, 2011). Cependant, les changements majeurs intervenus sur les zones humides à l'échelle mondiale au cours de ces dernières décennies sont d'origine anthropique et essentiellement expliqués par le drainage et l'agriculture intensive (Finlayson *et al.*, 1999). Néanmoins, les changements d'occupation du sol et de pratiques agricoles sur les zones humides peuvent être en partie liés à une adaptation de l'homme au changement climatique (Soussana, 2001). Par exemple, la mise en place de la culture du maïs, qui nécessite d'importants besoins en irrigation en période estivale, peut être privilégiée dans les zones humides, là où la ressource en eau est disponible, plutôt que sur les versants (Mérot *et al.*, 2010).

Les termes « occupation des sols » et « utilisation des sols » renvoient à deux définitions distinctes (Hubert-Moy, 2004). Le terme « occupation des sols » est une description physique de l'espace. Il désigne l'occupation (bio)physique observée de la surface terrestre, c'est-à-dire ce qui recouvre le sol (Di Gregorio et Jansen, 1997). Il distingue plusieurs catégories biophysiques : les zones de végétation (arbres, buissons, champs, pelouses), les sols nus, les surfaces dures (roches, surfaces bâties), les surfaces humides et les plans d'eau (nappes, cours d'eau). Le terme « utilisation des sols » recoupe plusieurs approches, les deux principales étant les approches fonctionnelles et séquentielles. La première renvoie à la description des zones selon leur finalité socio-économique : superficie à vocations résidentielle, industrielle ou commerciale, agricole ou forestière, destinée aux loisirs et/ou à la préservation (EUROSTAT, 2001). L'approche séquentielle, développée essentiellement pour les statistiques agricoles, comprend une série d'opérations humaines visant à tirer des produits et/ou des bénéfices des ressources du sol, par exemple une suite d'opération telles que le labourage, l'ensemencement, les traitements herbicides et fertilisants et la récolte (Mücher *et al.*, 1993). Dans certains cas, un changement d'usage peut engendrer un changement d'occupation des sols. Par exemple, au sein d'une zone humide, l'absence prolongée de gestion des prairies peut mener à un enfrichement par les saules et les aulnes.

Au sein des changements d'occupation et/ou d'usage des sols, il convient de distinguer les « conversions » des « modifications ». Les « conversions » sont un passage d'une classe d'occupation ou d'usage des sols à une autre, alors que les « modifications » représentent une évolution au sein d'une même catégorie suite à des changements affectant ses attributs physiques ou fonctionnels (Hubert-Moy, 2004). Les conversions de l'occupation des sols dans et à proximité des zones humides ont des impacts sur l'hydrodynamique et donc sur leurs fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques. Par exemple, l'arasement des haies, l'assèchement par le drainage suivi d'une mise en place des cultures au détriment des prairies ou des surfaces

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

boisées engendre une augmentation du ruissellement de surface et une accélération des flux et de matière vers le cours d'eau, cette situation pouvant diminuer l'efficacité relative du processus dénitrifiant (Viaud *et al.*, 2005), de stockage d'eau (Acreman et McCartney, 2009) ou la biodiversité (Baudry *et al.*, 2003; Ewel, 2009) dans les zones humides. Certaines de ces conversions sont irréversibles, avec pour conséquences une altération définitive de certaines fonctions, en particulier celles qui sont liées à la biodiversité. De nombreuses études ont montré l'intérêt de la télédétection aéroportée et satellitaire pour mettre en évidence les changements d'occupation des sols à l'échelle parcellaire au sein des zones humides, et au-delà sur des bassins versants entiers, les conversions étant plus faciles à détecter que les modifications (Hubert-Moy, 2004).

Au-delà du suivi de l'occupation des sols, la dynamique des communautés végétales permet de suivre le changement d'état d'une zone humide. En effet, la végétation peut être un bon bio-indicateur des changements des conditions environnementales des zones humides et donc des changements de leurs fonctions (Murphy *et al.*, 1994; Clément et Proctor, 2009). Par exemple, l'abandon de la fauche (ou pâture) et de l'entretien des fossés mène à leur comblement. Cela a pour conséquence d'améliorer la rétention d'eau et donc d'améliorer la dénitrification et le stockage de carbone. De plus, les communautés végétales deviennent plus oligotrophes et favorisent l'apparition d'espèces remarquables. Enfin, l'absence d'entretien de la végétation entraîne une hausse de la rugosité qui peut, en épisode de crue, ralentir les flux et ainsi améliorer l'efficacité de la fonction d'écrêtage de crue. Ce suivi peut être effectué sur des secteurs de la zone humide limités à quelques parcelles agricoles à partir d'observations effectuées sur le terrain. Des études ayant montré les limites des images satellitaires à haute résolution spatiale pour caractériser finement la végétation au sein des zones humides à l'échelle d'un bassin versant entier, des études sont en cours pour évaluer le potentiel des images satellitaires à très haute résolution pour cela . Ceci est d'ailleurs un des objectifs de cette thèse.

Au-delà du suivi de l'occupation du sol et de la végétation qui permet d'effectuer une évaluation de l'état fonctionnel actuel d'une zone humide, la simulation des changements intervenant sur ces zones est une étape préalable très utile pour anticiper l'effet de ces changements sur leurs fonctions. En ce sens, la simulation des changements constitue une étape préalable pour effectuer des opérations d'aménagement visant à restaurer les zones humides.

La simulation des changements peut être effectuée à travers deux approches. La première, qui relève d'une démarche prédictive, consiste à définir des changements d'occupation et d'usage des sols à court terme suite à des décisions d'aménagement spécifiques à un site, comme par exemple la réhydratation d'un marais à l'aide d'un ouvrage hydraulique (Clément *et al.*, 2011; Janssen *et al.*, 2005). Dans ce cas, les changements sont déterminés pour quelques sites à partir de décisions politiques ciblées ayant pour objectif la restauration de certaines fonctions au sein de la zone humide. La seconde approche, qui relève d'une démarche prospective, consiste à effectuer une modélisation à partir de scénarios, c'est-à-dire en produisant « *des images des futurs possibles destinées à éclairer l'action présente* » (Godet, 1993). Dans ce cas, les changements d'usage des sols sont déterminés sur l'ensemble des zones humides à partir de trajectoires de changements futurs sur un horizon temporel plus lointain, généralement de quelques décennies au moins. La seconde approche est intéressante car elle permet de spatialiser les changements d'occupation des sols des zones humides en tenant compte de la dynamique passée.

La méthode de construction des scénarios prospectifs, telle que décrite par Godet (1993) se décompose en deux phases (Houet *et al.*, 2008): la construction de la « base » et l'élaboration

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

des scénarios. La base peut se définir comme « *l'image actuelle du système, aussi complète, globale et explicative que possible, à partir de laquelle l'étude prospective proprement dite (c'est-à-dire la construction de scénarios) pourra être mise en œuvre* » (Hatem, 1993). La dynamique du système est déterminée lors d'une analyse rétrospective qui permet de comprendre l'évolution passée, et d'identifier les acteurs et les variables qui ont joué un rôle, ceux qui jouent encore un rôle et ceux qui sont susceptibles de jouer un rôle à l'avenir. A l'issue de la construction de la « base », il doit être possible de définir un certain nombre de « dimensions d'incertitude ». Hatem (1993) définit une dimension d'incertitude comme « une incertitude considérée comme décisive pour l'avenir du système (ex : l'évolution démographique, un aléa climatique, …) et dont les réalisations possibles seront utilisées comme hypothèses de base pour la construction de scénarios ». Celle-ci est effectuée selon l'intérêt qu'il peut présenter pour les acteurs concernés et l'apport qu'il peut produire par rapport à d'autres scénarios. Les scénarios décrivent une évolution possible d'un système entre un état initial et une date à atteindre qui constitue *l'horizon temporel*. Un scénario est fondé sur deux règles : (1) la description synchronique du système à différents moments de son évolution, appelée *images* ; (2) la description diachronique d'une succession d'évènements hypothétiques et des relations de causalité qu'ils entretiennent avec le reste du système, qui constitue *le cheminement*. La construction d'images et de cheminements peut être effectuée à partir de récits et/ou de modèles. Le récit est une manière « intellectuelle » et souple d'établir de façon dynamique les relations causales entre variables du système qui donnent leur cohérence aux scénarios (Poux, 2003). Plus rigides que les récits, les modèles informatiques offrent l'avantage de fournir des données quantifiées et/ou spatialisées à l'aide de simulations, souvent plus explicites que la description qualitative des récits. Enfin, un scénario s'inscrit de façon formelle dans une démarche prospective si et seulement si il répond à quatre critères : la pertinence, la cohérence, la vraisemblance et la transparence (Godet, 1993).

Il existe deux typologies de scénarios qui sont fonction de l'approche adoptée lors de la construction du scénario et du degré d'ouverture des dimensions d'incertitudes (Greeuw *et al.*, 2000). La première typologie distingue les scénarios exploratoires ou *forecasting*, des scénarios normatifs ou *backcasting*. Ceux-ci se discernent par leur approche de construction (Figure 1.14). Les premiers partent d'une situation connue, initiale, pour explorer progressivement le futur. Les seconds partent d'une norme de désirabilité (image souhaitable ou non) et remontent le futur jusqu'au présent. Le cheminement est alors construit de façon rétrospective.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

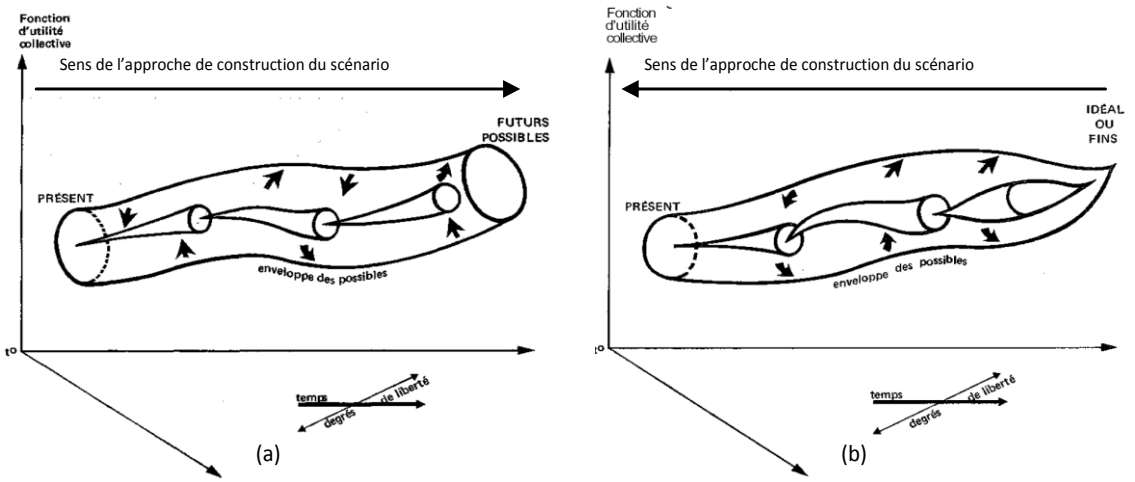


Figure 1.14 - Représentation tridimensionnelle (a) d'un scénario exploratoire et (b) d'un scénario normatif (*in Julien et al., 1975*)

Les scénarios normatifs sont généralement élaborés sous SIG à partir de requêtes multicritères géographiques, topologiques, multi-scalaires ou attributaires (Figure 1.15). Ils éclairent davantage les risques de ruptures et les moyens à mettre en œuvre pour parvenir à des objectifs prédéfinis (éviter telle situation ou atteindre telle autre) alors que les premiers illustrent les tendances les plus vraisemblables (Julien *et al.*, 1975). La seconde typologie distingue les scénarios tendanciels et les scénarios contrastés. Les premiers, ou scénarios « sans surprise » (Hatem, 1993) correspondent à une poursuite des tendances actuelles, sans rupture majeure et intègrent des facteurs de changements déjà connus dont la probabilité est certaine. A l'inverse, les scénarios contrastés sont destinés à explorer des hypothèses de rupture, ayant ou non un degré de probabilité de réalisation faible, mais dont l'impact est potentiellement important.

L'intérêt majeur de la modélisation prospective est de mieux saisir les enjeux liés à l'utilisation des ressources en éclairant la situation actuelle sous un jour différent (Hubert-Moy, 2004). En cela, la modélisation prospective constitue un outil d'aide à la décision intéressant pour les gestionnaires des ressources environnementales (Mermet et Poux, 2002; Narcy et Mermet, 2003). On assiste actuellement à un développement de la modélisation prospective à des échelles régionales, voire infra-régionales dans les domaines où les enjeux territoriaux sont importants. Par exemple, les enjeux liés à la ressource en eau ont été identifiés sur un bassin-versant breton à partir de l'observation des évolutions passées et par la mise en place de scénarios tendanciels (Houet *et al.*, 2008).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

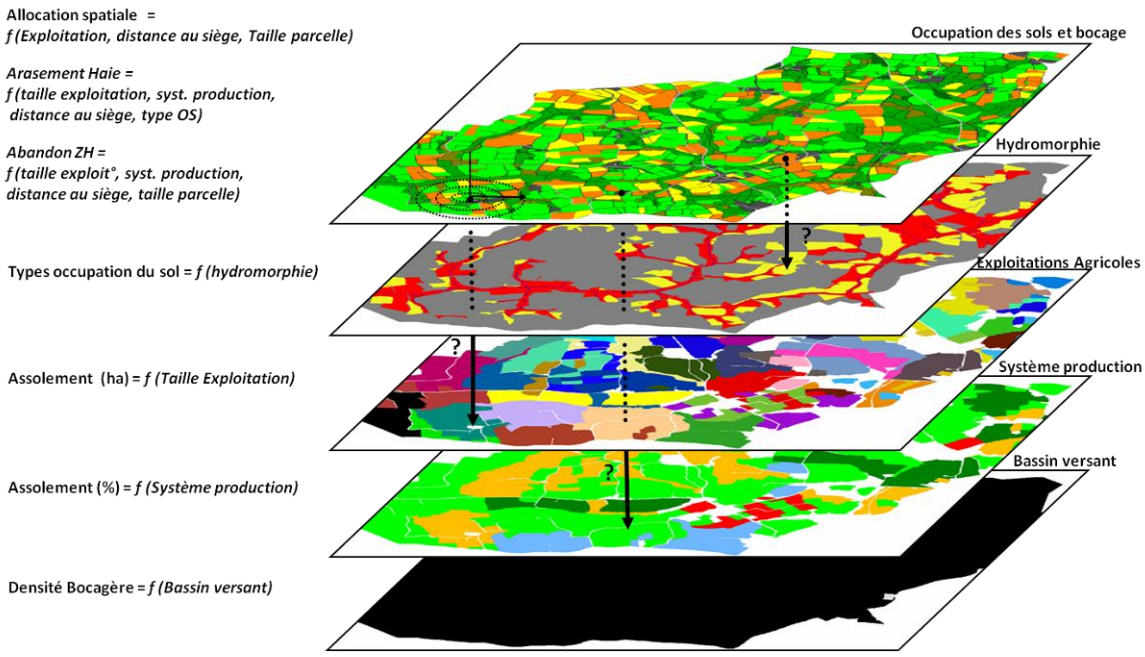


Figure 1.15 – Exemple d'élaboration de scénario normatif tendanciel sur le bassin-versant du Blavet (Bretagne). Extrait de Houet et *al.*, 2008.

Les outils utilisés jusqu'à présent en prospective permettent de simuler les changements d'occupation des sols. L'impact de ces changements simulés sur les fonctions des zones humides reste ensuite à évaluer. A notre connaissance, il n'existe à l'heure actuelle qu'un seul outil intégré permettant de simuler les changements d'intensité des fonctions liés aux dynamiques des zones humides (Maltby et Barker, 2009). Dans le cadre du programme de recherche européen EVALUWET, un outil d'aide à la décision a été proposé aux gestionnaires de zones humides. Cet outil, intitulé *Wetland Evaluation Decision Support System* (WEDSS), associe l'approche FAP (voir CHAPITRE 1 : section 1.3.2.6) à une approche multicritères et est intégré dans un SIG (Mode *et al.*, 2002).

Dans un premier temps, les fonctions des zones humides sont évaluées par la procédure FAP. Cette procédure permet d'évaluer plusieurs fonctions suivant l'état actuel du milieu mais aussi suivant plusieurs scénarios. Dans ce dernier cas, la caractérisation de la zone humide s'effectue non pas à partir d'observations effectuées sur le terrain, mais de l'état dans lequel serait probablement chaque HGMU pour un scénario donné. Par exemple, une évaluation a été menée sur une zone humide riparienne de quelques hectares sur le site de Tetcott Barton en Angleterre. Trois scénarios de gestion ont été définis suivant les critères suivants : (1) Dégradé – gestion actuelle et développement de politiques qui contribuent à la dégradation des zones humides actuellement préservées. L'ensemble des prairies (2,3 ha) est mis en cultures ; (2) Gestion raisonnée – les aspects environnementaux sont pris en considération-. Des mesures sont prises pour préserver la ressource en eau et une gestion durable des milieux. L'occupation des sols actuelle est conservée mais les prairies humides ne sont plus fertilisées et font l'objet d'un pâturage extensif ; (3) Vert – ce scénario correspond à la fois au développement des valeurs sociales et à un mode de vie durable-. Toutes les décisions politiques sont participatives. La restauration de l'environnement est devenue la priorité. Les cultures (0,35 ha) sont converties en prairies. Les scores obtenus par analyse multi-critères pour chaque HGMU montrent les

changements attendus pour chaque processus fonctionnel pour chacun des trois scénarios (Figure 1.16).

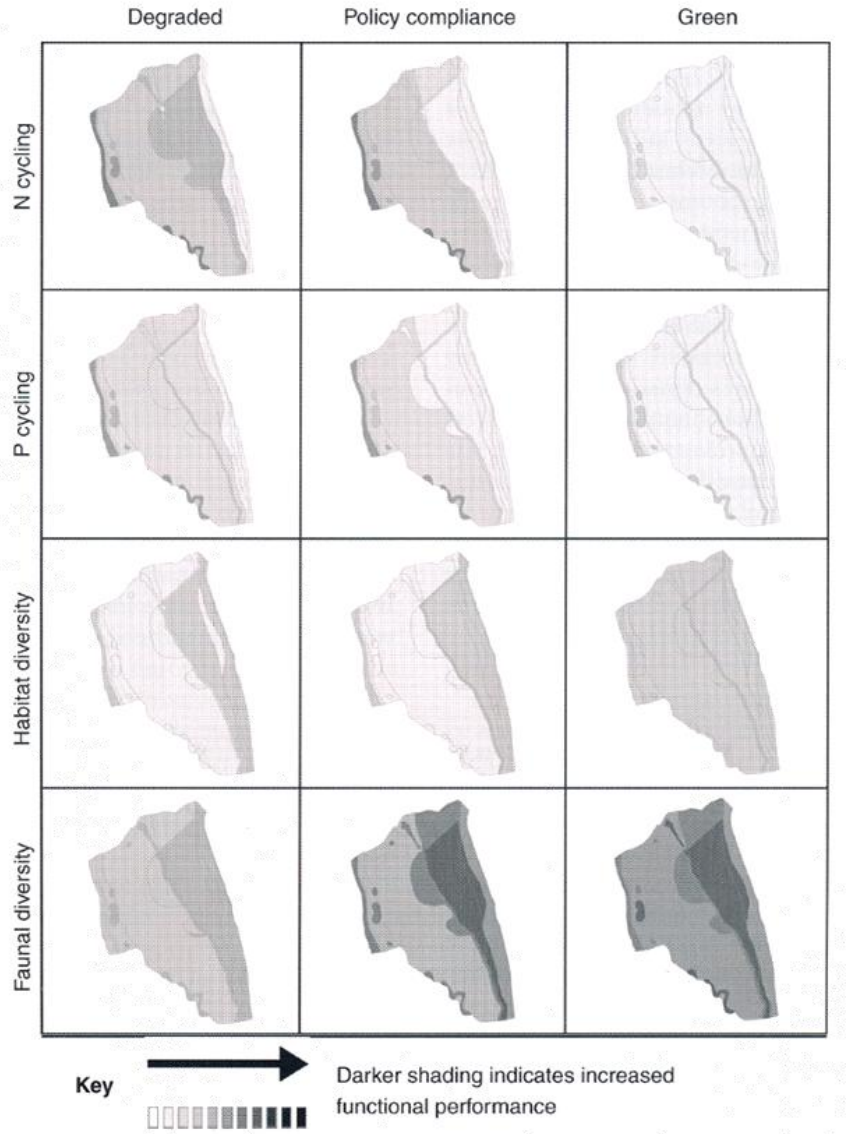


Figure 1.16 – Cartes de fonctions produites avec WEDSS sur le site de Tetcott Barton, Angleterre. Extrait de Maltby et Baker, 2009.

Dans un second temps, des objectifs de politiques d'aménagement sont définis suivant des critères choisis parmi les fonctions évaluées avec la procédure FAP (Figure 1.17). L'efficacité de ces objectifs est ensuite déterminée pour chaque scénario par une approche multi-critères appelée DEFINITE (Janssen *et al.*, 2005). WEDSS offre une comparaison de plusieurs résultats de politiques d'aménagement en fonction des scénarios envisagés, permettant ainsi aux gestionnaires de déterminer les actions les plus appropriées à réaliser sur les zones humides. Cet outil est développé à l'aide du logiciel NetWeaver (Reynolds *et al.*, 2003). Son fonctionnement vectoriel autorise une visualisation dynamique et spatialisée des conséquences des actions d'aménagement sur les fonctions des zones humides. Toutefois, WEDSS n'a été jusqu'à présent appliqué que sur quelques sites de référence étudiés dans le cadre du projet EVALUWET (Tetcott Barton en Angleterre ; Midden aux Pays-Bas), qui ne représentent que quelques hectares au total (Maltby et Barker, 2009).

L'application de WEDSS à l'échelle d'un bassin-versant de 2275 km² a été effectuée avec les trois mêmes scénarios (Hogan et Maltby, 2005). Neufs sites de quelques hectares et jugés représentatifs ont fait l'état d'une évaluation fonctionnelle. Puis les scores fonctionnels des neufs sites ont été extrapolés à l'ensemble des zones humides du bassin-versant. Cette démarche d'extrapolation a conduit à une perte de précision sur les sites n'ayant pas fait l'objet d'évaluation terrain. En effet, l'extrapolation ne tient pas compte de la forte variabilité spatiale des caractéristiques géomorphologique, pédologique ou hydrologique de chaque site.

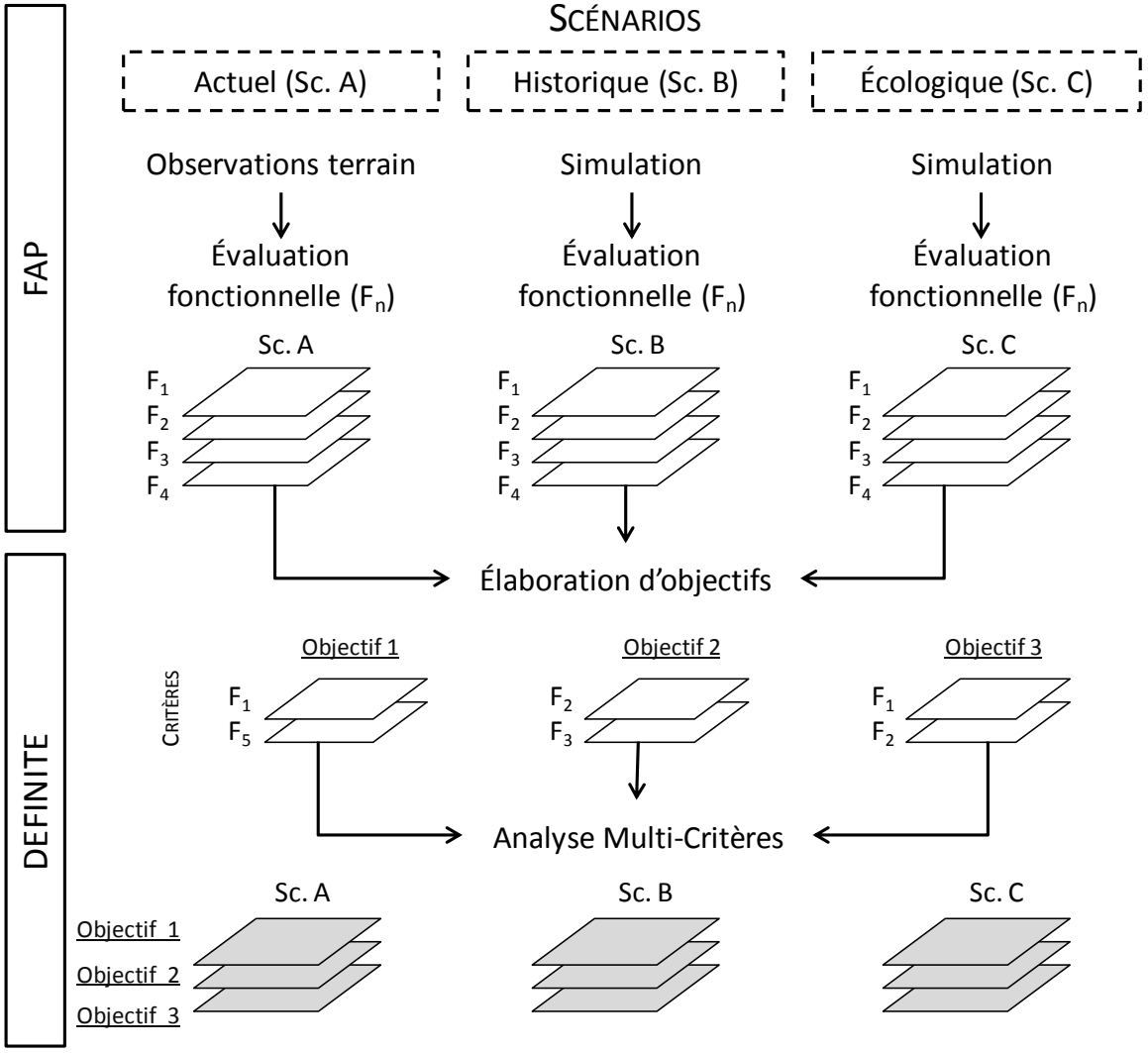


Figure 1.17 – Représentation schématique de la structure de l'outil WEDSS proposé dans le cadre du programme EVALUWET

A contrario, l'approche prospective permet de localiser les secteurs de la zone humide où la probabilité de changement est la plus forte en fonction des trajectoires passées observées et des changements futurs programmés.

L'analyse de l'état actuel des méthodes et outils disponibles pour évaluer l'évolution potentielle de fonctions de zones humides à l'échelle d'un bassin versant pour un horizon temporel supérieur à une dizaine d'années environ, nous conduit à retenir une approche prospective pour cela.

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 1 :

Les zones humides ont été longtemps définies exclusivement par des critères d'état décrivant le sol, la végétation et l'eau, permettant ainsi de les délimiter. Les recherches ayant progressivement démontré l'intérêt des zones humides pour trois grands types de fonctions : hydrologiques, biogéochimiques et écologiques, à partir des années 80, les scientifiques ont cherché à y intégrer les notions de fonction, valeur et service. La quantification précise des fonctions des zones humides dans le temps et l'espace ne paraît pas être réalisable au vu de l'état actuel des connaissances scientifiques. Ces lacunes scientifiques sont expliquées par la forte variabilité spatio-temporelle des fonctions des zones humides.

L'objectif des différentes approches présentées dans ce chapitre est bien d'évaluer, c'est-à-dire estimer de façon qualitative la performance des fonctions des zones humides. Si cette démarche peut être jugée « approximative », elle peut cependant suffire aux principales attentes des gestionnaires, qui sont par exemple les collectivités territoriales, les associations de protection de la nature ou encore les établissements publics de gestion de bassins versants.

L'évaluation fonctionnelle des zones humides nécessite de les délimiter et de les caractériser préalablement à partir de l'observation de critères d'état (présence de sols hydromorphes et d'une végétation hygrophile). Les fonctions des zones humides sont évaluées à partir de typologies descriptives ou fonctionnelles. Les typologies descriptives sont actuellement les plus employées car leur mise en œuvre parait accessible (utilisation de clichés aériens et d'images satellitaires, observations terrain). Mais ces typologies n'apportent qu'une caractérisation sommaire des zones humides qui ne permet d'apprécier que très globalement leurs fonctions. A l'inverse, les typologies fonctionnelles apportent une vision détaillée du fonctionnement mais sont plus rarement employées car elles demandent l'appui d'experts scientifiques, avec parfois la mise en place de protocole terrain lourd. De plus, ces typologies n'abordent pas toujours l'ensemble des fonctions utiles aux gestionnaires. Aujourd'hui, l'approche européenne FAP semble être la procédure la plus récente et la plus aboutie de par sa conception, sa reproductibilité et sa relative simplicité. Mais cette approche est conçue pour évaluer les fonctions à l'échelle d'un site et à un instant donné. L'approche FAP permet également de comparer les résultats d'intensité de fonctions suivant plusieurs alternatives. Mais cette évaluation prédictive, non spatialisée, reste très approximative. Aujourd'hui, il existe une forte attente des acteurs locaux vis-à-vis des fonctionnalités des zones humides, en particulier pour évaluer l'impact des zones humides sur la ressource en eau, tant en termes de quantité que de qualité. Si les fonctions des zones humides peuvent être correctement évaluées à l'échelle d'un site, notamment grâce à l'approche FAP, des difficultés apparaissent à l'échelle du bassin versant en raison de la disponibilité fragmentaire des données, en particulier hydrologiques (Kovacs et Fustec, 2000). La variabilité spatio-temporelle des zones humides, liée à l'hydrodynamique, apparaît ainsi comme la principale limite à la connaissance du fonctionnement de ces milieux. Leur caractérisation à partir d'observations terrain est soumise à des contraintes logistiques lourdes en connaissances, temps et personnels, ce qui limite l'application des approches fonctionnelles à des secteurs géographiques très limités, alors que la gestion des zones humides nécessite des informations sur le fonctionnement des zones humides sur des territoires plus étendus. Les données de télédétection, qui ont montré leur intérêt pour le suivi spatial et temporel de différents types de milieux, peuvent contribuer à une meilleure connaissance des zones humides, en particulier de leurs fonctions, à l'échelle d'un bassin versant.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CHAPITRE 2 : ÉTUDE DES ZONES HUMIDES PAR TÉLÉDÉTECTION

Introduction *64*
2.1. Les données de télédétection *64*
2.1.1. Les photographies aériennes 64
2.1.2. Les images multispectrales aéroportées ou satellitaires 66
2.1.2.1. Dans le domaine du visible 66
2.1.2.2. Dans le domaine de l'infra rouge thermique 69
2.1.2.3. Dans le domaine des hyperfréquences 69
2.1.3. Les données laser aéroportées ou satellitaires 71
2.2. L'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection *74*
2.2.1. La microtopographie 74
2.2.2. Les surfaces en eau 75
2.2.3. L'humidité des sols 77
2.2.4. La végétation 78
2.3. Le traitement des données *80*
2.3.1. Les méthodes analogiques 80
2.3.2. Les méthodes numériques 81
2.3.2.1. Les indices spectraux et texturaux 81
2.3.2.2. Les classifications 82
2.3.3. Les méthodes hybrides 87
2.3.4. L'apport de données exogènes 88
Synthèse du CHAPITRE 2 : *90*

INTRODUCTION

Si des démarches opérationnelles de caractérisation et de délimitation des zones humides existent à l'échelle d'un site de quelques hectares, leur application à des surfaces plus étendues, par exemple à l'échelle d'un bassin versant de quelques dizaines ou centaines de km², reste problématique. Pourtant la plupart des actions réglementaires, en particulier celles qui sont relatives à la gestion de la ressource en eau, s'apprécient à ces échelles. De par leur capacité d'acquisition quasi-instantanée de données sur de larges espaces, les satellites d'observation de la Terre et les capteurs aéroportés peuvent *a priori* fournir une information spatialisée adaptée à la caractérisation des zones humides. Toutefois, ces milieux présentent une hétérogénéité, une variabilité et des caractéristiques géométriques telles qu'ils posent un certain nombre de contraintes pour leur observation par télédétection (Hubert-Moy, 2005). Ainsi, le nombre élevé d'espèces végétales et leurs assemblages dans le paysage entraînent une forte variabilité spatiale, ce qui complique la cartographie des zones humides à partir des images. En outre, une partie des zones humides sont de petite taille et se présentent sous une forme linéaire plus ou moins étroite. De fait, plusieurs questions se posent. Quels sont capteurs adaptés à la caractérisation des zones humides ? Quelles sont les caractéristiques des images acquises par ces capteurs ? Comment les traiter? Quelle est la qualité de l'information qui en est extraite ?

Les objectifs poursuivis dans ce deuxième chapitre sont d'une part d'évaluer, à partir de la bibliographie, s'il est possible de caractériser suffisamment finement la microtopographie, les objets en eau et la végétation des zones humides à partir des données de télédétection afin de dériver des indicateurs de leur fonctionnalité, et d'autre part de guider les choix méthodologiques à effectuer, tant sur le plan du choix des données que sur celui de leur traitement ; ceci doit permettre de pouvoir spatialiser les fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin versant.

Dans un premier temps, les différentes données de télédétection disponibles actuellement pour cartographier les zones humides sont présentées. La seconde partie du chapitre aborde l'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection à travers la microtopographie, les surfaces en eau, l'humidité du sol et la végétation. La troisième partie traite des méthodes de traitement des données, en analysant les approches de photo-interprétation et de classification automatique.

2.1. Les données de télédétection

La télédétection offre une gamme de données de plus en plus couramment utilisées pour cartographier les zones humides à l'échelle du paysage - bassin versant, région - (Rundquist *et al.*, 2001). Elles comprennent des images et des photographies aériennes acquises dans le visible, l'infrarouge ou les hyperfréquences enregistrées par des instruments ou capteurs embarqués à bord de plates-formes aéroportées ou de satellites.

2.1.1. Les photographies aériennes

Les photographies aériennes sont utilisées depuis plus de trente ans pour cartographier les zones humides (Tableau 2.1) (Anderson et Wobber, 1973; Cowardin et Myers, 1974). Des photographies aériennes panchromatique, couleur et infrarouge couleur à une échelle inférieure au 1/30 000ème, sur support papier ou sur support film, servent couramment de documents de base pour délimiter les surfaces en eau et la végétation des zones humides, l'émulsion infrarouge

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

couleur mettant particulièrement en évidence les surfaces en eau, l'humidité des sols et la végétation. Grâce à l'utilisation de couples stéréoscopiques, le critère de la hauteur (relief) peut être retenu pour identifier, délimiter et caractériser les zones humides, ce qui constitue un des intérêts majeurs des photographies aériennes par rapport aux images satellitaires.

Depuis la fin des années 1990, l'évolution de la photographie analogique (films argentiques) vers la photographie numérique est engagée, avec la montée en charge des prises de vues utilisant des caméras numériques qui remplacent les caméras analogiques utilisées jusqu'alors. Les caméras numériques permettent d'augmenter la qualité et la disponibilité des clichés, en évitant des phases intermédiaires de développement et de scannage.

Les photographies aériennes présentent cependant plusieurs inconvénients. Tout d'abord, les photographies aériennes de type IGN permettent de réaliser des inventaires assez précis mais sur des secteurs limités, car ces inventaires nécessitent de nombreuses manipulations. Le traitement numérique de clichés aériens acquis par caméras analogiques, qui est effectué après un scannage et une numérisation des documents, nécessite d'abord de longues opérations de prétraitement comprenant le mosaïcage et les rectifications géométriques des clichés. Ensuite, l'interprétation des photographies, qu'elle soit manuelle ou assistée par ordinateur requiert aussi un temps non négligeable. La qualité très variable des données constitue un autre inconvénient des photographies aériennes. Des variations de teintes dans les clichés, liées à des différences de développement par exemple, sont la cause de variations dans les valeurs numériques, ce qui peut entraîner des erreurs d'interprétation ou de classification des images. De plus, selon l'émulsion et l'échelle des photographies aériennes, certaines formations végétales des zones humides sont difficilement, voire non identifiables, sans compter que la périodicité d'acquisition de ces données par l'IGN (une couverture tous les cinq ans en moyenne) ne permet pas d'en effectuer un suivi saisonnier. De surcroît, la qualité de la photo-interprétation réalisée sur les clichés est très dépendante de l'opérateur : les clés de photo-interprétation utilisées ne sont pas toujours explicitées et des variations peuvent être constatées d'un photo-interprète à l'autre. Notons toutefois que les difficultés recensées en photo-interprétation peuvent également se présenter dans le cas d'une délimitation effectuée sur le terrain.

Depuis une quinzaine d'années, face à l'indisponibilité de photographies aériennes de type IGN appropriées (échelle, époque de prise de vue), la lourdeur de la mise en œuvre de missions aériennes et leur coût non négligeable, la prise de vue par ULM s'est développée, tandis qu'apparaît également, mais plus ponctuellement, l'utilisation de drones, qui sont des avions miniatures embarquant une caméra. La prise de vue par ULM ou par drone permet des survols en basse altitude qui se traduisent par une plus grande précision des informations acquises sur la zone photographiée. La souplesse d'intervention de ces plateformes légères et la relative liberté réglementaire –actuelle-qui caractérisent leur utilisation induisent une forte disponibilité, ce qui permet de couvrir des événements fugaces (crues, sécheresses, mouvements de terrain…) à des échelles temporelles très fines. Généralement, l'échelle des clichés se situe entre le 1/1 000ème le 1/2 000ème, la taille du pixel variant entre 0,05 m x 0,05 m et 0,5 m x 0,5 m. Ces données présentent un caractère de complémentarité vis-à-vis des photographies aériennes de type IGN et des images satellitaires acquises par des capteurs civils dont les pixels ont une taille minimale de 0,40 m x 0,40 m. Ce type de clichés est notamment utilisé dans et à proximité des zones humides pour identifier et cartographier des habitats végétaux, effectuer le suivi de cours d'eau (analyse de l'occupation des berges, état de la végétation rivulaire, le suivi de la dynamique de leur lit mineur – îlots –, le suivi de la végétation (Lejot *et al.*, 2011). Les drones, mobilisables en quelques heures, sont également utilisés, même sous couvert nuageux, pour acquérir des images pendant des

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

épisodes de crues pour cartographier l'extension de zones inondées. Toutefois, les phases de prétraitement de ce type de données sont très lourdes, en particulier les corrections liées à la géométrie de la prise de vue. En outre, les surfaces couvertes par ce type d'images sont faibles, de l'ordre de quelques km². Enfin, l'acquisition de ces clichés en dehors des missions effectuées par l'IGN, représente des coûts très élevés.

Tableau 2.1 – Caractéristiques des photographies aériennes utilisées pour l'étude des zones humides

PLATEFORME	CAPTEUR	ANNÉE MISE EN SERVICE	RÉSOLUTION SPATIALE	RÉSOLUTION SPECTRALE (µM)	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES
Aéroporté	Reflex argentique	1970	0,5 m	RVB (bleu, vert, rouge)	Anderson et Wobber, 1973; Cowardin et Myers, 1974
Aéroporté	Reflex numérique	2000	0,5 m	RVB (bleu, vert, rouge)	Langanke *et al.*, 2007 ; Shuman et Ambrose, 2003
Aéroporté	Reflex numérique	2000	0,5 m	RVB (vert, rouge, PIR)	Bailly *et al.*, 2006 ; Bailly *et al.*, 2003
Aéroporté	nd	2005	0,5 m	vert : 0,42-0,52 rouge : 0,52-0,60 PIR : 0,63-0,69	Bork et Su, 2007
Drone (Pixy)	Reflex numérique	2000	0,1 m	RVB (bleu, vert, rouge)	Lejot *et al.*, 2011

2.1.2. Les images multispectrales aéroportées ou satellitaires

2.1.2.1. Dans le domaine du visible

Les images multispectrales à Haute Résolution Spatiale (HRS) sont également couramment utilisées pour détecter et cartographier les zones humides (Tableau 2.2), essentiellement à partir des capteurs SPOT (Töyrä et Pietroniro, 2005; Alexandridis *et al.*, 2009) ou Landsat (Baker *et al.*, 2006; Civco *et al.*, 2006; MacAlister et Mahaxay, 2009). Un des avantages de ces données est leur capacité à couvrir de larges superficies (60 x 60 km pour SPOT, 185 x 185 km pour Landsat). Elles possèdent une bande spectrale dans le proche infrarouge et une ou deux bandes dans l'infra rouge moyen. Leur configuration spectrale leur permet ainsi de mieux discriminer les surfaces en eau et les couverts végétaux selon leur biomasse et leur teneur en eau que les photographies aériennes, toutes émulsions confondues. Les séries temporelles annuelles et interannuelles permettent de mieux discriminer les différentes formations végétales des zones humides ou suivre l'évolution de leurs surfaces en eau (Ozesmi et Bauer, 2002). Par exemple, une série de 8 images Landsat acquises sur un an a permis de suivre l'évolution des niveaux d'eau dans les canaux (Al-Khudhairy *et al.*, 2001). De plus, elles permettent d'effectuer un suivi de l'occupation des sols au sein des zones humides depuis pratiquement trente ans, et de replacer les zones humides dans un contexte géographique plus large. En outre, le coût par hectare des images satellites est inférieur à celui des photographies aériennes.

Les principales limites des images satellitaires utilisées jusque dans les années 2000 sont dues aux trop faibles résolutions spatiales et spectrales des capteurs : 20 m X 20 m en mode multispectral avec 4 bandes assez larges pour SPOT-4 , 10 x 10 m en mode multispectral avec 4 bandes pour SPOT-5, 30 x 30 m en mode multispectral avec 6 bandes assez larges pour Landsat TM. Ces résolutions sont souvent trop faibles pour discriminer une partie de la végétation des

zones humides (Ramsey et Laine, 1997; Civco *et al.*, 2006; Hubert-Moy *et al.*, 2006). Les images issues du capteur SPOT-5 qui présente quatre bandes à 10 mètres de résolution spatiale en mode multispectral dont une dans l'infra-rouge moyen, ont montré leur intérêt pour le suivi des roselières (Davranche, 2008) ou des principaux habitats des zones humides de bas-fonds de vallées (Hubert-Moy *et al.*, 2006).

Tableau 2.2 – Caractéristiques des données satellitaires multispectrales à Haute Résolution Spatiale utilisées pour l'étude des zones humides

SATELLITE	CAPTEUR	ANNÉE MISE EN SERVICE	RÉSOLUTION SPATIALE	RÉSOLUTION SPECTRALE (µM)	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES
SPOT-5	HRG	2002	10 m	vert : 0,49-0,61 rouge : 0,61-0,68 PIR : 0,68-0,89 MIR : 1,58-1,75	Töyrä et Pietroniro, 2005; Alexandridis *et al.*, 2009 ; Hubert-Moy *et al.*, 2006 ; Davranche, 2008
Landsat-7	ETM	1999	30 m	bleu : 0,45-0,52 vert : 0,52-0,60 rouge : 0,63-0,69 PIR : 0,76-0,90 MIR : 1,55-1,75 MIR : 2,08-2,35 therm : 10,4-12,5	Baker *et al.*, 2006 ; Civco *et al.*, 2006 ; MacAlister et Mahaxay, 2009 ; Herrero et Castaneda, 2009 ; Rover *et al.*, 2011; Hurd *et al.*, 2006 ; Klemas *et al.*, 2005 ; Sugumaran *et al.*, 2004
Landsat-5	TM	1984	30 m	bleu : 0,45-0,52 vert : 0,52-0,60 rouge : 0,63-0,69 PIR : 0,76-0,90 MIR : 1,55-1,75 MIR : 2,08-2,35 therm : 10,4-12,5	Ramsey et Laine, 1997 ; Al-Khudhairy *et al.*, 2001 ; Frazier *et al.*, 2003 ; Brezonik *et al.*, 2003 ; Seto *et al.*, 2004

L'arrivée de nouveaux capteurs à Très Haute Résolution Spatiale (THRS) depuis les années 2000 a permis de réaliser des progrès significatifs pour la cartographie des zones humides (Tableau 2.3). Les capteurs IKONOS et Quickbird, mis en service respectivement en 1999 et 2001, permettent d'obtenir des images avec une résolution spatiale comprise entre 4 et 2,4 m. en multispectral et entre 1 et 0,6 m en panchromatique. L'analyse de ces images a permis de caractériser finement l'occupation du sol de la végétation en bordure de cours d'eau (Laba *et al.*, 2008; Sobocinski *et al.*, 2006), les tourbières (Dissanska *et al.*, 2009), et la végétation aquatique associée aux plans d'eau (Dogan *et al.*, 2009). Depuis 2011, le capteur Worldview-2 permet d'acquérir des images encore plus précises, avec une résolution spatiale de 2,0 m en multispectral et 0,4 m en panchromatique, et les images sont acquises non plus dans quatre mais huit bandes spectrales comprises entre 400 et 1040 nm. Les premières analyses de ces images montrent un intérêt fort pour la cartographie détaillée des habitats des zones humides en milieu lagunaire (Huaguo *et al.*, 2011). Les principales limites des données THRS sont d'une part leur faible emprise au sol (< 150 km²) qui ne permet pas de couvrir l'ensemble d'un bassin versant avec une seule scène, et d'autre par leur coût (environ 20 $ /km² contre environ 0,2 $/km² pour des images satellitaires acquises par des capteurs à plus faible résolution spatiale).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 2.3 – Caractéristiques des données satellitaires multispectrales à Très Haute Résolution Spatiale utilisées pour l'étude des zones humides

SATELLITE-CAPTEUR	ANNÉE MISE EN SERVICE	RÉSOLUTION SPATIALE	RÉSOLUTION SPECTRALE (µM)	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES
Quickbird	2001	2,4 m	bleu : 0,45-0,52 vert : 0,52-0,60 rouge : 0,63-0,69 PIR : 0,76-0,90	Laba *et al.*, 2008 ; Sobocinski *et al.*, 2006 ; Dogan *et al.*, 2009 ; Clément *et al.*, 2008 ; Harris et Bryant, 2009 ; Civco *et al.*, 2006 ; Dissanska *et al.*, 2009
Worldview-2	2009	2,0 m	Coastal : 0,40-0,45 bleu : 0,45-0,51 vert : 0,51-0,58 jaune : 0,58-0,62 rouge : 0,63-0,69 rouge : 0,70-0,74 PIR : 0,77-0,90 PIR : 0,86-1,05	Huaguo *et al.*, 2011
Ikonos-2	1999	4,0 m	bleu : 0,45-0,52 vert : 0,52-0,60 rouge : 0,63-0,69 PIR : 0,76-0,90	Sawaya *et al.*, 2003 ; Andresen *et al.*, 2007 ; Maxa et Bolstad, 2009 ; Fuller *et al.*, 2005

Sur le plan de la résolution spectrale, des travaux menés sur l'évaluation d'images acquises par des capteurs hyperspectraux pour l'étude des zones humides ont permis de montrer l'intérêt de ces données pour la discrimination de la végétation, que ce soit en milieu continental (Hubert-Moy *et al.*, 2003; Guiral, 2001) ou en milieu littoral (Belluco *et al.*, 2006). Les images hyperspectrales sont acquises par des capteurs aéroportés ou embarqués dans des satellites (Tableau 2.4). Elles sont utilisées pour caractériser les zones humides avec des objectifs variés selon leur résolution spatiale, qui est généralement plus élevée dans le cas des images acquises par des capteurs aéroportés. Par exemple, l'étude de zones humides avec la caméra hyperspectrale CHRIS embarquée à bord du satellite PROBA-1 dans le cadre du programme européen Globwetland de l'ESA visait à caractériser finement la végétation de la zone humide et de son environnement (Barducci *et al.*, 2009).. Cependant, la résolution spatiale des images produites à partir de capteurs hyperspectraux embarqués a bord de satellites est encore trop faible pour cela (10 m), et le dispositif à mettre en œuvre pour l'acquisition d'images hyperspectrales aéroportées est assez lourd, ce qui limite encore l'utilisation de ces données sur des secteurs étendus (Hubert-Moy *et al.*, 2003).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 2.4 – Caractéristiques des données aéroportées et satellitaires hyperspectrales utilisées pour l'étude des zones humides

PLATEFORME	CAPTEUR	ANNÉE MISE EN SERVICE	RÉSOLUTION SPATIALE	RÉSOLUTION SPECTRALE (µM)	NOMBRE DE BANDES	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES
Aéroporté	CASI		2 m	0,4 -1,0	288	Hubert-Moy *et al.*, 2003 ; Guiral, 2001 ; Belluco *et al.*, 2006
Aéroporté	ROSIS		1 m	0,41-0,87	115	Belluco *et al.*, 2006
Aéroporté	MIVIS		3 m	0,43-0,83 1,15-1,55 2,00-2,50 8,2-12,7	20 8 64 10	Belluco et al., 2006
Aéroporté	Probe-1		5 m	0,4-2,45	128	Zomer *et al.*, 2009
Satellitaire (PROBA-1)	CHRIS	2001	15 m	0,41-1,05	19	Barducci *et al.*, 2009

2.1.2.2. Dans le domaine de l'infra rouge thermique

Les thermographies issues de caméras thermiques aéroportées permettent d'estimer les propriétés thermiques et par conséquence de façon indirecte des réserves en eau du très proche sous-sol (Jackson, 1982). Elles facilitent ainsi la délimitation des surfaces en eau et des sols hydromorphes en surface. Elles sont aussi plus récemment utilisées pour discriminer avec précision les différentes espèces végétales dominantes (Ullah *et al.*, 2012).

Elles sont souvent utilisées de façon complémentaire aux images enregistrées dans d'autres parties du spectre électromagnétique, le domaine optique ou le domaine des hyperfréquences (Jensen *et al.*, 1986).

2.1.2.3. Dans le domaine des hyperfréquences

Les images RADAR (RAdio Detection And Ranging), moins utilisées que les images acquises dans le visible et l'infrarouge, présentent un intérêt certain pour la cartographie des zones humides, car elles ne sont pas affectées par la présence de nuages ou par l'absence d'illumination solaire (Smith, 1997). Elles ont été exploitées essentiellement pour la détection des surfaces toujours en eau et la mise en évidence de différences d'humidité de surface des sols nus ou peu couverts par la végétation. La présence d'eau libre produit une réflexion spéculaire qui se traduit par des taches noires sur les images qui contrastent fortement avec l'environnement. L'humidité des sols est appréhendée à partir des images RADAR avec plus de précision qu'avec des images acquises dans le visible et le proche infrarouge, puisque les données RADAR informent sur la teneur en eau des 10 premiers cm du sol nu à peu couvert (Shi *et al.*, 1997). La plupart des études menées avec des données RADAR sur les zones humides ont utilisé des images SAR (Synthetic Aperture Radar) : les images Seasat dès 1978 ont montré leur intérêt pour la mise en évidence des zones inondées (Lillesand *et al.*, 2004), ce qui a été confirmé, notamment avec les images de type SIR -C (Shuttle Imaging Radar) et JERS-1 L-HH (Japanese Earth Resources Satellite) (Hess *et al.*, 1995; Townsend et Walsh, 1998). L'utilisation de séries multi-temporelles d'images SAR permet de détecter les changements saisonniers du cycle de l'eau à travers l'étude des dynamiques des surfaces en eau (Maréchal *et al.*, 2012). De plus, les radars possèdent la caractéristique de pénétrer la canopée de la couverture végétale pour détecter les secteurs submergés, l'humidité de surface

des sols mais ils peuvent également apporter des informations sur la structure de la végétation (morphologie, orientation), ce qui permet dans certains cas de l'identifier (Kasischke et Bourgeau-Chavez, 1997; Kasischke *et al.*, 1997). En ce qui concerne l'identification de la végétation des zones humides, le potentiel des images radar a jusqu'à présent été évalué essentiellement sur des couverts forestiers en région tropicale. En outre, des études ont montré que le croisement de bandes spectrales dont la polarisation n'est pas la même et qui sont acquises par différents capteurs, comme la bande C-HH du capteur RADARSAT avec la bande C-VV du capteur ERS (European Remote Sensing Satellite) permet, grâce à leur différente sensibilité aux structures des éléments qui composent la zone humide, de discriminer divers types de zones humides (Pope *et al.*, 1997). L'utilisation de séries multi-temporelles d'images RADAR permet donc d'améliorer sensiblement la cartographie des zones humides (Kushwaha et Dwivedi, 2000).

Une des limites les plus fortes à l'utilisation des images RADAR est l'importance du bruit contenu dans les images, qui nécessite d'importants prétraitements par des opérateurs avertis. De plus, dans le cas de l'utilisation d'un seul capteur – avec une seule polarisation – la présence de la végétation peut gêner, voire empêcher la mise en évidence de l'humidité des sols (Gineste *et al.*, 1998). Leur capacité à discriminer différents types de couverts végétaux dans des contextes climatiques différents et sur les différents types de zones humides doit encore faire l'objet d'évaluations, d'autant que les polarisations, les fréquences et la résolution spatiale des radars se sont multipliées ces dernières années. Enfin, la résolution spatiale des capteurs RADAR est généralement voisine de 10 m.(Tableau 2.5), ce qui peut être un facteur limitant pour l'étude des zones humides. Cependant, les derniers satellites, comme TerraSAR-X mis en orbite en 2007, possède des capteurs avec une résolution voisine du mètre, ce qui offre de nouvelles perspectives pour le suivi des zones humides (Dehouck *et al.*, 2011). En 2013, le satellite TanDEM-X, placé sur une orbite proche de TerraSAR-X permettra de produire un MNT avec des résolutions en horizontales et verticales respectivement de 12 et 2 mètres.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 2.5 – Caractéristiques des données satellitaires RADAR utilisées pour l'étude des zones humides

SATELLITE	CAPTEUR	ANNÉE MISE EN SERVICE	RÉS. SPATIALE	RÉS. SPECTRALE	POLA.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES
Seatsat	SAR	1978	30 m	L	Single	Lillesand *et al.*, 2004
SIR-C/X-SAR	SIR	1994		C, L	Quad	Hess *et al.*, 1995 ; Pope *et al.*, 1997
JERS-1	SAR	1992	17 m	L	Single	Townsend et Walsh, 1998 ; Wdowinski *et al.*, 2008
RADARSAT-1	SAR	1995	7-30 m	C	Single	Novo *et al.*, 1998 ; Hong *et al.*, 2010 ; Töyrä et Pietroniro, 2005
RADARSAT-2	SAR	2007	7-30 m	C	Quad	Marechal *et al.*, 2012 ; Brisco *et al.*, 2011; Schmitt *et al.*, 2011 ; Touzi *et al.*, 2009
ERS-1 et 2	SAR	1991 et 1995	6-30 m	C	Single	Kasischke et Bourgeau-Chavez, 1997 ; Kasischke *et al.*, 1997 ; Kushwaha et Dwivedi, 2000 ; Gineste *et al.*, 1998 ; Prigent *et al.*, 2001 ; Dabrowska-Zielinska *et al.*, 2009 ; Kasischke *et al.*, 2003; Horritt *et al.*, 2003) ; Quesney *et al.*, 2000 ; Castaneda et Ducrot, 2009
TerraSAR-X	SAR	2007	1-6 m	X	Quad	Dehouck et al., 2011

2.1.3. Les données laser aéroportées ou satellitaires

Des instruments lasers aéroportés tels que le LiDAR (Light Detection and Ranging) présentent des apports novateurs dans le cadre de la détection et la cartographie des zones humides (Tableau 2.6). Ces techniques d'imagerie active, qui ressemblent beaucoup à celle du RADAR, sont utilisées afin de mesurer la hauteur de la canopée par rapport à la surface du sol. Le capteur LiDAR envoie une impulsion dans le proche infrarouge. Le premier retour enregistre seulement la position du premier objet (sommet de canopée, toit…) tandis que le dernier retour indique la hauteur du dernier objet, qui correspond, selon les conditions d'acquisition et à la densité de la canopée, au sol ou à de la végétation (Harding *et al.*, 2001). D'autres retours enregistrent également la position d'objets intermédiaires comme des branches ou des arbustes (Figure 2.1).

Si la hauteur du sursol peut être directement déduite des points de premier retour, une classification des impulsions issues des derniers retours est nécessaire pour discriminer les points caractérisant les strates basses ou intermédiaires de la végétation à ceux associés au sol (Axelsson, 1999). En complément de l'altitude, chaque point contient une information sur l'intensité du signal, c'est-à-dire la quantité d'énergie qui revient au capteur. Les valeurs d'intensité sont liées aux caractéristiques de la surface, nulles sur les surfaces en eau, faibles sur des surfaces végétales et élevées sur les surfaces minérales. Chaque point possède une information sur l'écho, qui correspond aux nombre de rebonds dus aux différents obstacles rencontrés par l'impulsion LiDAR.

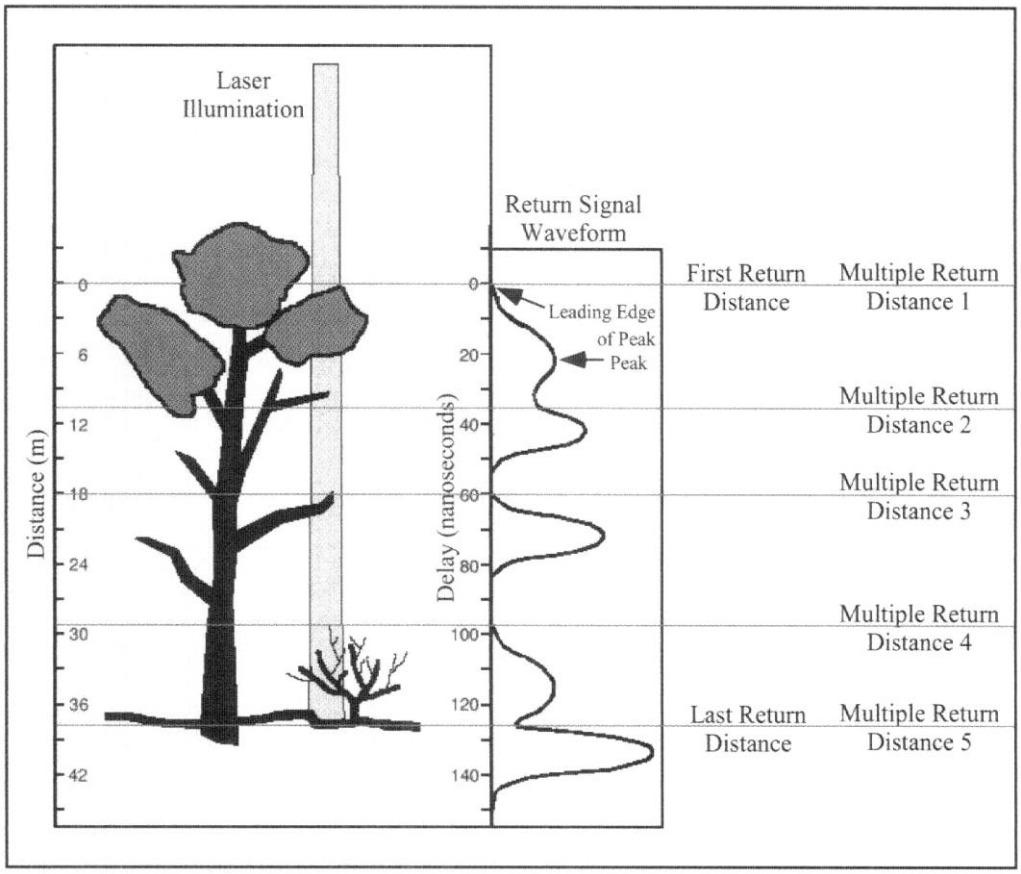


Figure 2.1 – Illustration des différences conceptuelles entre la forme d'onde d'enregistrement et les retours de l'appareil LiDAR : à gauche, intersection de l'empreinte laser avec un houppier ; au centre, onde probablement enregistrée par le capteur ; à droite, hauteurs enregistrées par les retours LiDAR. *In* Lefsky et *al.*, 2002

Le domaine de longueurs d'ondes le plus utilisé pour l'acquisition des données est le proche infrarouge (800 – 1600 nm). La très faible quantité de rayonnement solaire dans ce domaine du spectre réduit le bruit causé par la réflexion de l'énergie incidente naturelle (l'énergie solaire) sur les surfaces visées (St-Onge, 2004).

Les capteurs aéroportés disponibles - de type Airbone Laser Terrain Mapper ou ALTM - permettent d'obtenir des données avec des densités comprises entre 0,1 et 20 points/m², ce qui est suffisant pour la caractérisation détaillée des habitats écologiques (Vierling *et al.*, 2008). Les acquisitions avec des densités élevées (20 pts/m²) sont effectuées à partir de capteurs embarqués sur des hélicoptères pour limiter les vibrations et ne couvrent que des secteurs restreints de quelques dizaines de m² pour la caractérisation très précise de la morphologie de quelques arbres.

Avec des données de type LiDAR, il est alors possible de différencier la végétation interne de la zone humide avec une précision altimétrique qui peut être inférieure au mètre (Lefsky *et al.*, 2002) mais aussi de déterminer la microtopographie, même sous canopée (Töyrä *et al.*, 2003). Les données LiDAR offrent une alternative intéressante aux MNT existants, qui présentent l'inconvénient de ne mesurer que la topographie des éléments de surface (Shuttle RADAR Topography Mission ou SRTM) et/ou qui sont souvent peu précis en altimétrie (tel que celui de la BD ALTI de l'IGN qui a une précision horizontale de 75 m), ce qui est une limite forte pour la cartographie des zones humides.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Cependant, plusieurs paramètres sont à considérer pour obtenir une estimation précise de l'altimétrie du sol sous couvert végétal (Hopkinson *et al.*, 2005). Les six paramètres les plus importants sont :

- La densité de points : plus la densité de points est importante, plus la probabilité de passer par des trouées végétales augmente ;
- L'intensité de l'impulsion laser : plus l'intensité de l'impulsion augmente, plus la probabilité d'enregistrer un retour sous un couvert végétal dense augmente ; Cependant l'augmentation de l'intensité de l'impulsion laser se fait au détriment de la fréquence d'impulsion et donc de la densité de points. Il faut donc trouver un compromis entre la densité de points et l'intensité de l'impulsion ;
- La capacité de retour multiple : les retours « sol » sont extraits à partir du « dernier » retour dans les environnements végétaux ;
- L'angle d'acquisition : les angles proches du nadir permettent une meilleure pénétration du feuillage, puisque la surface effective des feuilles augmente avec des angles d'acquisition importants ;
- La zone de recouvrement entre deux passages : 50% de recouvrement permet de couvrir toute la zone dans deux directions et donc d'augmenter la chance de détecter le sol ;
- La divergence du faisceau : une divergence étroite de la pulsation couvre une faible empreinte et est donc positionnée avec plus de précision et avec une densité d'énergie plus importante qu'avec une divergence plus large.

En zone tempérée, la saison la plus pertinente pour obtenir un Modèle Numérique d'Élévation semble être l'été quand la végétation arborée est en feuillaison. A l'inverse, un passage en début d'hiver, après la chute des feuilles, est plus approprié pour extraire un Modèle Numérique de Terrain car les impulsions LiDAR peuvent plus facilement pénétrer la végétation (Hollaus *et al.*, 2006).

La plupart des études effectuées avec un LiDAR portent sur l'analyse de la topographie, de la végétation ou du bâti à partir des points « sol » et « sursol » et des images d'intensités. En revanche, les caractéristiques d'échos des points sont encore peu utilisées alors qu'elles contiennent une information utile pour la caractérisation de la structure de la végétation (Wang *et al.*, 2012).

Les principales limites des données LiDAR sont leur coût d'acquisition encore élevé (130 à 150 €/km²) en raison de la mobilisation d'un avion mais aussi des phases de prétraitements qui sont importantes. De plus, les impulsions LiDAR, émises dans la gamme du spectre proche infrarouge, ne pénètrent pas dans les surfaces en eau (Töyrä et Pietroniro, 2005), à l'exception de certains capteurs, dits « LiDAR bathymétriques ». Dédiés spécifiquement à cet objectif, ces derniers émettent des impulsions dans la bande du bleu ou vert et la bathymétrie à travers des eaux limpides et de faible profondeur (< 5m) peut être estimée, en particulier en milieu côtier (Allouis *et al.*, 2010; Guenther et Maune, 2007). Les impulsions LiDAR ont également des difficultés à pénétrer les couverts végétaux denses, notamment en présence du phragmite commun (*Phragmites australis*), une espèce de roseau répandue dans les zones humides (St-Onge, 2004).

Les données LiDAR peuvent aussi être acquises depuis 2003 à partir du capteur satellite GLAS (Geoscience Laser Altimeter System). Dans ce cas, les impulsions sont générées dans la gamme du spectre infrarouge (780-1000 nm) et conduisent à des empreintes au sol de 70 mètres de diamètre espacées de 170 mètres avec un espacement entre deux lignes de passage d'environ 80 km à l'équateur. Ce type de données est utilisé pour l'étude de la végétation forestière essentiellement en milieu équatorial à des échelles régionales (Lefsky *et al.*, 2007; Simard *et al.*, 2008). Bien qu'elles soient disponibles à bas coût, les données LiDAR satellitales, en raison de leur faible résolution spatiale, ne sont pas adaptées à l'étude des zones humides à des échelles fines.

Tableau 2.6 – Caractéristiques des données LiDAR aéroportées utilisées pour l'étude des zones humides

CAPTEUR	PULSE RATE	RÉS. SPECTRALE (µM)	SCAN FREQUENCY	MAX. SCAN ANGLE	DENSITÉ DE POINTS MOYENNE	RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE
ALTM	25 KHz	1,06	18 Hz	20°	0,5 pts/m² (sol)	Töyrä *et al.*, 2003 ; Töyrä et Pietroniro, 2005
ALTM	50 KHz	1,06	36 Hz	16°	3 pts/m²	Hopkinson *et al.*, 2005
TRSI Mark-II	50 KHz	1,06	30 Hz	23°	0,7 /m² (sol)	Bater et Coops, 2009
ALTM	50 KHz	1,06	nd	20°	2,7/m² (sol)	Hollaus *et al.*, 2006
SHOAL 1000-T	1000 KHz	0,53 1,06	nd	nd	0,25 pts/m²	Allouis *et al.*, 2010;
ALTM	71 KHz	1,06	nd	20°	4 pts/m²	Cavalli *et al.*, 2008 ; Vianello *et al.*, 2009 ; Pirotti et Tarolli, 2010
ALTM	nd	1,06	nd	nd	0,25 pts/m²	James et al., 2007 ; Hunt et James, 2010
ALTM	25 KHz	1,06	nd	nd	0,25 pts/m²	Liu et Zhang, 2011
Toposys	83000 KHz	1,06	nd	nd	10 pts/m²	Bailly et al., 2008
ALTM	100 KHz	1,06	50 Hz	20°	2,5 pts/m² (sol)	Lang et McCarty, 2009
ALTM	50 KHz	1,06	16 Hz	nd	nd	Genç et al., 2004
ALTM	25 KHz	1,06	nd	nd	4 pts/m²	Goodwin et al., 2006
Toposys	nd	1,06	nd	nd	5 pts/m²	Pascual et al., 2008
ALTM	nd	1,06	30 Hz	15°	2 pts/m²	Rosso et al., 2006
ALTM	50 KHz	1,06	nd	15°	3 pts/m²	Vepakomma et al., 2008
ALTM	25 KHz	1,04	nd	15°	0,6 pts/m²	Bork et Su, 2007
ALS50	nd	nd	nd	nd	1 pt/m²	Civco et al., 2006 ; Gilmore et al., 2008
ALS	33 KHz	nd	nd	nd	nd	Lane et D'Amico, 2010

2.2. L'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection

2.2.1. La microtopographie

La connaissance spatialisée de la microtopographie est un élément primordial pour la caractérisation et l'évaluation fonctionnelle des zones humides, car elle conditionne l'écoulement des flux de surfaces (Maltby et Barker, 2009). L'acquisition de données altimétriques très précises, de l'ordre du décimètre, est très utile pour localiser les zones potentiellement humides et guider

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

ainsi la détection des zones humides effectives. En effet, en milieu humide et globalement plat, des variations altimétriques d'une dizaine de centimètres suffisent à modifier significativement l'hydrodynamique et la réponse de la végétation (Clément *et al.*, 1996).

L'exploitation exclusive des cartes topographiques au 1/50 000ème permet, à partir de critères morphométriques, de localiser grossièrement la plupart des zones potentiellement humides (I-mage Consult, 2008; Gaillard *et al.*, 2001), mais pas de les délimiter ni de les caractériser précisément en raison de leur faible résolution horizontale et verticale (Sanders et Brett, 2007; Clément *et al.*, 2008).

Deux types de données peuvent permettre de dériver des cartes altimétriques détaillées : les couples de photographies aériennes et les données LiDAR. Notons que les MNT produits à partir de visées stéréoscopiques dans le visible intègrent la hauteur de la végétation et des surfaces bâties dans la définition de la topographie de surface, ce qui peut être considéré comme une source de bruit dans le traitement de l'information. Seules des images acquises par un laser aéroporté de type LiDAR permettent de s'affranchir de ce problème et d'obtenir des cartographies précises du relief du sol. En effet, les données LiDAR peuvent avoir une précision centimétrique (en z), y compris sous couvert arboré, et sont adaptées à la caractérisation de la microtopographie sur des secteurs de plusieurs dizaine de km² (St-Onge, 2004; Vierling *et al.*, 2008). Des études réalisées sur des zones humides boréales ont montré que les données LiDAR permettent de caractériser l'altitude de sols couverts de surfaces herbacées denses ou de saules avec respectivement des précisions de 15 et 26 cm (Töyrä *et al.*, 2003). Une autre étude a montré l'intérêt des données LiDAR pour délimiter et caractériser automatiquement des unités topographiques homogènes à partir de la pente et de plusieurs indices topographiques (Richardson *et al.*, 2009).

La microtopographie dérivée des données LiDAR permet également d'identifier et de caractériser le réseau hydrographique. Des études montrent les potentialités du LiDAR pour la caractérisation de la morphologie du réseau hydrographique en milieu montagnard (Cavalli *et al.*, 2008) ou forestier (James *et al.*, 2007). Toutefois, la comparaison des profils topographiques issus de MNT LiDAR avec des profils construits à partir de mesures effectuées sur le terrain montre une sous-estimation de la profondeur des fossés, en particulier des fossés en eau (James *et al.*, 2007). La bathymétrie du réseau hydrographique peut être reconstituée à partir des pentes des berges émergées, mais cette modélisation nécessite de nombreux relevés terrain (Merwade *et al.*, 2008).

Malgré cette limite, ce type de MNT est précieux dans des secteurs où le gradient topographique est très faible. Il peut être un outil intéressant pour caractériser les fonctions hydrologiques d'une zone humide, notamment dans le cadre d'un couplage avec un modèle hydrologique distribué.

2.2.2. Les surfaces en eau

Les surfaces en eau sont assez facilement identifiables, quelque soit le type de capteur utilisé. Il ne faut toutefois pas confondre zones inondables et zones humides en retenant, pour définir ces dernières, exclusivement un critère hydrologique qui n'est, par essence, pas permanent. L'identification des surfaces en eau à un instant donné ne permet pas de délimiter ou caractériser une zone humide. En revanche, un suivi temporel intra-annuel à partir d'une série de données de télédétection peut contribuer à les identifier et les caractériser. En période hivernale, si l'ensemble

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

des zones humides présentent un sol saturé en eau, une majorité d'entre elles n'est que rarement inondée.

À partir des données de télédétection optiques, les surfaces en eau se distinguent des autres éléments paysagers par une forte absorption dans les longueurs d'onde du proche et moyen infrarouge. Cela se traduit sur l'image par des zones sombres. Plusieurs études montrent l'intérêt de séries temporelles d'images HRS de type Landsat TM ou SPOT pour le suivi interannuel des surfaces en eau des zones humides (Al-Khudhairy *et al.*, 2001; Frazier *et al.*, 2003; Herrero et Castaneda, 2009; Rover *et al.*, 2011). Du fait des caractéristiques des données HRS, le suivi des surfaces en eau est réalisé sur de grands marais sans couvert arboré. Les capteurs Landsat 5 TM ont une fréquence de revisite de 16 jours mais les images sont soumises aux contraintes de prises de vue (éclairement, nébulosité, ombre…), particulièrement en période hivernale, alors que les surfaces en eau sont très fluctuantes. Il est alors envisageable d'utiliser d'autres type de données de télédétection.

Les données RADAR, qui sont acquises indépendamment des conditions de luminosité et de nébulosité, permettent de réaliser un suivi intra-annuel des zones humides à un pas de temps mensuel. Les étendues d'eau sont facilement détectables avec les capteurs SAR (Prigent *et al.*, 2001). L'eau libre, sans vent, agit comme un miroir : en raison de la réflexion spéculaire, le capteur RADAR (Bande C, HH) ne reçoit aucun signal retour, ce qui se traduit par une image sombre (Jones *et al.*, 2009). Cependant, en cas de vagues à la surface de l'eau, des confusions peuvent avoir lieu avec les sols nus qui ont une signature similaire ou avec la végétation herbacée (Dabrowska-Zielinska *et al.*, 2009). La végétation inondée provoque un double rebond du signal en fonction du type, de la hauteur et de la densité de la végétation (Henderson *et al.*, 1998). Cette particularité permet de cartographier la végétation inondée, même sous couvert arboré, avec une série d'images RADARSAT-2 (Brisco *et al.*, 2011; Schmitt *et al.*, 2011) ou ERS-2 SAR (Kasischke *et al.*, 2003; Horritt *et al.*, 2003). Ainsi, ces données permettent de déterminer les variations spatio-temporelles des surfaces en eau au sein de la zone humide, ainsi que d'identifier la végétation inondée et aquatique. L'arrivée de nouveaux capteurs RADAR, de type RADARSAT-2, avec une résolution spatiale inférieure à 10 m, offre la possibilité de suivre les petites surfaces en eau des zones humides (Marechal *et al.*, 2012).

Grâce au principe d'interférométrie, les données SAR permettent également d'estimer les hauteurs d'eau, y compris sous couvert arboré, avec une précision décimétrique (Wdowinski *et al.*, 2008; Dabrowska-Zielinska *et al.*, 2009; Hong *et al.*, 2010). Ces informations peuvent être intéressantes pour estimer les volumes d'eau stockés et pour identifier les variations majeures de niveaux d'eau dans les zones humides.

Toutefois, la résolution spatiale des données HRS optiques ou RADAR (10-30m) est insuffisante pour le suivi des petites surfaces en eau telles que les mares, les tourbières ou les petits étangs mais aussi les cours d'eau et les fossés qui représentent pourtant une part importante des surfaces en eau rencontrées sur les zones humides. Le recours à des données THRS (< 5m), que ce soient dans le domaine optique ou celui des hyperfréquences, est alors nécessaire pour identifier ces surfaces en eau.

La cartographie des surfaces en eau à des échelles fines, des cours d'eau et des fossés de drainage, nécessite l'utilisation de données à Très Haute Résolution Spatiales (THRS). Par exemple, les images satellitaires à THRS de type Quickbird peuvent permettre de discriminer plus aisément le réseau hydrographique en eau grâce à l'information spectrale issue du spectre infrarouge (Clément *et al.*, 2008). Mais la détection des petits fossés à sec et/ou sous couvert

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

arboré reste incertaine. La similitude des signatures spectrales de l'ombre et de l'eau entraînent de nombreuses erreurs de classification (Sawaya *et al.*, 2003). L'utilisation de photographies aériennes IRC d'hiver donne de meilleures résultats que les photographies d'été (Bailly *et al.*, 2006). La couche du réseau hydrographique et des surfaces en eau de la BD Carthage de l'IGN est produite par photo-interprétation à partir de clichés aériens. Sans compter le temps de travail nécessaire pour élaborer cette couche d'information, cette dernière présente une limite importante, puisqu'elle ne comprend pas le réseau sous couvert arboré.

La périodicité d'acquisition de ces photographies aériennes par l'IGN (une couverture tous les cinq ans en moyenne) ne permet pas un suivi des surfaces en eau. Les capteurs satellitaires THRS ont des fréquences de revisite de 3 jours mais sont rarement utilisés pour le suivi des surfaces en eau (Bailly *et al.*, 2003), probablement en raison des coûts de programmation mais aussi des contraintes atmosphériques et de luminosité.

Les données LiDAR permettent de détecter les surfaces en eau, même sous couvert arboré grâce aux images d'intensité et permettent une spatialisation exhaustive des secteurs inondés à des échelles fines (Lang et McCarty, 2009). De plus, leur couplage avec une série d'images SAR ou optiques peut être intéressant pour établir des liens entre la microtopographie, le type de végétation et la fréquence d'inondation (Töyrä et Pietroniro, 2005).

Enfin, l'acquisition d'images dans l'infrarouge thermique et les micro-ondes peut apporter des informations plus précises sur la localisation des surfaces en eau. Ainsi, les thermographies permettent de mettre en évidence le trajet passé du réseau hydrographique, et en conséquence une partie des zones potentiellement humides (Guerin *et al.*, 2003).

2.2.3. L'humidité des sols

L'humidité de surface des sols présente une grande variabilité spatio-temporelle et fluctue parfois quotidiennement. En revanche, un sol fréquemment saturé en eau sur plusieurs années prend un caractère hydromorphe, critère pris en compte pour la délimitation des zones humides (Arrêté du 1er octobre 2009, Légifrance, délimitation des zones humides). Contrairement à l'humidité, l'hydromorphie des sols est un critère d'état invariant dans le temps. Mais si les données de télédétection peuvent caractériser l'humidité de surface à un instant « t », elles ne permettent pas de caractériser directement l'hydromorphie d'un sol.

En optique, la teneur en eau des sols diminue leur réflectance dans toute la gamme du spectre. Quelques études ont montré l'intérêt des données THRS optiques (Bailly *et al.*, 2003) ou thermiques (Bendjoudi *et al.*, 2002) pour spatialiser l'humidité des sols mais sans suivi temporel et uniquement sur des surfaces avec des sols nus ou une végétation rase. Comme pour le suivi des surfaces en eau, le recours aux données RADAR est nécessaire.

Le suivi de l'humidité de surface des sols en zones humides à partir de données RADAR est encore expérimental. Il existe une relation entre l'humidité et la constante diélectrique du sol (Wagner *et al.*, 2007). Toutefois, le signal RADAR est sensible à la fois à l'humidité du sol et la rugosité de la végétation. Plusieurs travaux ont tenté de décrire décrire ces paramètres dans des milieux arides (Deroin *et al.*, 1997) et/ou à de faibles résolutions résolutions spatiales (Wagner *et al.*, 2007). De plus, ces modèles sont dépendants des caractéristiques de chaque site et ne peuvent être utilisés à l'échelle d'un bassin versant. Une alternative consiste à émettre l'hypothèse que la rugosité de la végétation varie peu d'une image à l'autre ce qui permet d'en déduire l'humidité relative des sols (Quesney *et al.*, 2000; Kasischke *et al.*, 2003; Schmitt *et al.*, 2011). Les

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

cartographies obtenues apportent de précieuses informations pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides.

2.2.4. La végétation

Contrairement aux surfaces en eau et à l'humidité de surface des sols, la végétation est un critère d'état de caractérisation de zone humide avec une faible variabilité temporelle (Arrêté du 24 juin 2008). Elle est un indicateur indirect de l'hydrodynamique, c'est pourquoi sa caractérisation est importante pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides. La spatialisation de la végétation des zones humides à partir de données de télédétection est très largement étudiée.

Les images à Haute Résolution Spatiale (5-30m), HRS, de type Landsat-TM ou SPOT-5 présentent l'avantage de couvrir des étendues vastes (>3500 km²), de fournir une information spectrale dans le proche et moyen infrarouge sensible à l'humidité, et peuvent être acquises à un faible coût. Si la résolution spatiale de ces images ne permet pas une cartographie fine et détaillée des habitats, des recherches ont permis de mettre en évidence l'intérêt de ces images pour le suivi de la végétation et de la gestion de zones humides de grandes superficies. Les sites d'études choisis pour la cartographie de la végétation des zones humides à partir d'images HRS sont généralement de grandes zones humides d'estuaires ou associées aux plaines alluviales de grands fleuves (MacAlister et Mahaxay, 2009). Les habitats « homogènes » tels que les roselières peuvent être identifiés à partir d'images SPOT-5 (Davranche, 2008) ou Landsat ETM (Hurd *et al.*, 2006). Ce type de données a permis de mettre à jour les cartes d'habitats Natura 2000 existantes sur des marais littoraux (Alexandridis *et al.*, 2009), d'identifier grossièrement les « systèmes humides » et les fonds de vallées (Baker *et al.*, 2006), de cartographier la végétation aquatique sur de grands lacs (Brezonik *et al.*, 2003), d'estimer la biomasse végétale (Klemas *et al.*, 2005) ou la diversité paysagère (Seto *et al.*, 2004). Cependant, les formations végétales hétérogènes, fréquemment rencontrées sur les zones humides, ne sont pas toujours identifiables et rarement extractibles à partir de ce type d'images.

L'identification et la caractérisation fine des formations végétales des zones humides de requiert l'utilisation d'images THRS (<5 m.) – de type Ikonos ou Quickbird, *a fortiori* quand elles sont de petite taille (MacKay *et al.*, 2009; Hubert-Moy *et al.*, 2006). De nombreux travaux ont montré l'intérêt des données THRS pour la cartographie beaucoup plus fine des habitats grâce aux bandes spectrales du visible et de l'infrarouge et surtout à leur forte résolution spatiale. Par exemple, l'analyse d'une image Quickbird a permis d'identifier les communautés végétales (*Trapa natans, Phragmites australis, Lythrum salicaria*) de zones humides d'estuaires et de justifier du potentiel des images THRS pour la spatialisation des communautés végétales (Laba *et al.*, 2008). Une autre étude a montré le potentiel d'une image IKONOS pour la cartographie et la caractérisation de différentes espèces de joncs (*Juncus acutiflorus, Juncus effesus*) sur une zone humide riveraine d'un lac en Bavière (Andresen *et al.*, 2007). D'autres travaux ont montré qu'une série d'images Quickbird est utile pour la cartographie de végétations submergées dans des lacs peu profonds (Dogan *et al.*, 2009) ou le suivi des communautés de sphaignes (*Sphagnum*) dans les tourbières (Harris et Bryant, 2009).

Cependant, des corrections par photo-interprétation associées à des observations *in situ* restent nécessaires pour cartographier l'ensemble des espèces végétales (Shuman et Ambrose, 2003). De plus, ces images couvrent des étendues plus restreintes que les images HRS (<400km²) et leur prix d'acquisition reste élevé (environ 20€/km² en archives). Même si elles permettent de

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

caractériser avec précision (niveau de l'espèce dominante) les habitats des zones humides, les études sont réalisées jusqu'à présent sur des sites de quelques km² choisis sur des secteurs où l'habitat est le plus homogène et donc plus facile à identifier, alors qu'une caractérisation détaillée et exhaustive de la végétation de l'ensemble des zones humides à l'échelle d'un bassin versant est nécessaire pour mener à bien une évaluation fonctionnelle. Ainsi, les travaux menés aux États-Unis dans le cadre de la mise à jour des inventaires des zones humides à partir d'images satellitaires THRS de type IKONOS ou Quickbird se sont basés sur un niveau de nomenclature grossier (prairies humides, bois humides, fourrés…) mais suffisamment précis pour permettre la mise à jour des limites de zones humides sur plusieurs centaines de km² (Maxa et Bolstad, 2009; Fuller *et al.*, 2005).

L'utilisation de photographies aériennes anciennes permet d'identifier la végétation hygrophile qui apparaît dans des teintes sombres associées à leurs faibles réponses spectrales. Utilisées en complément de photographies plus récentes, elles peuvent permettre de suivre l'évolution de la végétation sur des sites de quelques hectares (Langanke *et al.*, 2007). Toutefois, la production de ces cartographies détaillées de la végétation dérivées de ces données qui sont réalisées par photo-interprétation, est difficilement envisageable sur de grands secteurs géographiques. De plus, ces cartographies sont souvent incomplètes : selon l'émulsion et l'échelle des photographies aériennes, certaines formations végétales sont difficilement voire non identifiables.

Les données RADAR peuvent permettre de cartographier les habitats à partir des images de rugosité qui en sont dérivées. Avant l'apparition des capteurs polarimétriques, les cartographies des habitats des zones humides étaient réalisées par fusion d'images issues de plusieurs capteurs ou d'une série d'images du même capteur (Kushwaha et Dwivedi, 2000). L'arrivée des capteurs polarimétriques ayant une résolution spatiale inférieure à 10 mètres permet de caractériser la végétation herbacée et arborée (tourbières, fen, feuillus, conifères) comme l'ont montré Touzi *et al.* (2009) avec des données RADARSAT-2 ou Boerner et Yamaguchi (2008) et Marechal *et al.* (2010) avec POL-SAR. Le couplage de données SAR avec des images optiques de type Landsat permet d'accroître sensiblement la qualité des cartographies d'habitat (Castaneda et Ducrot, 2009).

Des études ont montré l'intérêt des données LiDAR pour la caractérisation des strates de végétation en milieu humide méditerranéen (Genç *et al.*, 2004), tempéré (MacKinnon, 2001) ou boréal (Hopkinson *et al.*, 2005). Les données LiDAR permettent aussi d'étudier la structure volumique des habitats nécessaire à la compréhension des écosystèmes (Vierling *et al.*, 2008; Lefsky *et al.*, 2002). Ainsi, elles permettent de caractériser la structure de la canopée en milieu arboré de plaine (Goodwin *et al.*, 2006; Pascual *et al.*, 2008) ou montagnard (Hollaus *et al.*, 2006), de cartographier les espèces herbacées salines (*Spartina*) et d'analyser leur structure dans des zones humides côtières (Rosso *et al.*, 2006), et de suivre les trouées dans la canopée d'espace forestier (Vepakomma *et al.*, 2008). Cependant, l'analyse seule des données LiDAR ne permet pas de discriminer les différentes communautés végétales au sein d'une même strate. En effet, les données LiDAR ne possèdent qu'une seule information spectrale *via* l'intensité de retour dans la gamme du spectre proche infrarouge. Pour cette raison, de nombreux travaux ont eu pour objectif de caractériser très finement les formations végétales par le couplage de données LiDAR avec des images multispectrales. Ainsi, plusieurs auteurs soulignent le bénéfice d'associer des images multispectrales THRS, avec des données LiDAR acquises en même temps, pour l'amélioration des cartographies d'habitats hétérogènes et complexes (Bork et Su, 2007). Par exemple, le couplage de données LiDAR avec des images Quickbird permet de caractériser les

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

différentes communautés de roseaux et d'herbacées (*S. patens, Eleocharis, Typha angustifolia, P. australis, Phragmites*) en zones humides côtières à partir de critères de hauteurs et de réflectance (Civco *et al.*, 2006; Gilmore *et al.*, 2008).

Les données aéroportées hyperspectrales de type CASI possèdent une résolution spectrale et spatiale fine permettant de discriminer les formations végétales des zones humides côtières (Belluco *et al.*, 2006), riveraines (Zomer *et al.*, 2009) ou de bas-fonds (Hubert-Moy, Clément, *et al.*, 2003).

2.3. Le traitement des données

L'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection s'effectuent en appliquant des méthodes de traitement analogique (photo-interprétation) et numérique des données et en utilisant des informations auxiliaires.

2.3.1. Les méthodes analogiques

L'approche analogique consiste à photo-interpréter les données de télédétection, les images comme les photographies aériennes. Cette approche est basée sur la reconnaissance d'objets par un photo-interprète qui identifie des zones homogènes, en utilisant simultanément différents critères (Teinte, texture, structure, taux de recouvrement, hauteur…), recherche des zones analogues sur la totalité de la zone étudiée, et valide l'identification ou l'interprétation des zones homogènes à partir de connaissances et de données de référence. Les images à photo-interpréter peuvent être analysées soit sur un support papier (photographies aériennes ou images satellites) soit directement à l'écran (photographies aériennes scannées et images satellites numériques). Les zones humides sont identifiées et délimitées par contraste avec leur environnement (en général par une teinte plus sombre liée à une plus forte hydromorphie et une structure plus hétérogène liée à la diversité de la végétation et à une relative absence de gestion). Les limites internes aux zones humides sont définies en identifiant des unités de végétation homogènes. La numérisation de ces limites définit des objets représentés en mode « vecteur » sous la forme de lignes ou de polygones.

Le recours à la vision stéréoscopique permet d'exploiter en totalité les informations contenues dans les photographies. La stéréoscopie est le procédé qui permet de recréer le relief à partir d'un couple stéréoscopique qui correspond à deux photographies se superposant sur une partie d'entre elles. Dans le cas des zones humides, l'appréciation du relief constitue une aide précieuse au repérage et à la localisation des limites externes de la zone humide potentielle (localisation des bas-fonds de vallées, des ruptures de pente…).

La photo-interprétation d'images assistée par ordinateur ou PIAO est une méthode mixte qui repose sur l'interprétation visuelle d'images, l'interprète utilisant un ordinateur avec un logiciel de traitement d'images pour visualiser et traiter les images à interpréter (images satellitaires ou photographies aériennes numériques). Pour cela, il effectue différentes opérations pour améliorer la visualisation : zooms sur les zones à problèmes, combinaisons de plusieurs bandes spectrales pour constituer des compositions colorées… Le photo-interprète peut aussi analyser des images prises à d'autres saisons ou par d'autres capteurs ou bien encore des informations exogènes sous SIG pour affiner et/ou valider son interprétation.

La photo-interprétation des photographies papier, permet de bénéficier d'une qualité optimum et de mettre en évidence les zones humides ou encore de produire des images

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

stéréoscopiques utiles à une mise en relief. Cependant, les couches d'information produites ne sont pas géoréférencées. La PIAO permet de géoréférencer les couches d'information mais les photographies aériennes numérisées présentent une qualité spectrale diminuée.

2.3.2. Les méthodes numériques

Les méthodes de traitement d'images exploitent des données en mode raster composées de pixels (images en mode "raster"), unités élémentaires dont la taille est dépendante de la résolution spatiale du capteur. Ces données sont des images satellitaires dont la forme d'origine est raster, ou peuvent provenir de photographies sous format analogique qui ont été numérisées.

Les protocoles de traitement d'images mis en œuvre pour délimiter et caractériser les zones humides sont très variés. D'une façon générale, une fois les prétraitements effectués, le traitement comprend principalement deux phases : la première consiste à identifier visuellement les éléments constitutifs des zones humides soit à partir des bandes spectrales prises isolément ou par groupe de trois au maximum sous la forme de compositions colorées, soit à partir d'indices spectraux ou texturaux ; la seconde correspond à la classification des images. Les principaux indices et classifications utilisés dans la littérature sont analysés ci-dessous.

2.3.2.1. Les indices spectraux et texturaux

- les indices spectraux

Les indices spectraux correspondent à une combinaison de bandes spectrales visant à caractériser, à travers une relation empirique, des paramètres biophysiques des surfaces terrestres. Les indices spectraux caractérisent la végétation et les sols. Parmi les très nombreux indices de végétation existants on peut citer le plus connu d'entre eux, l'indice de végétation normalisé (NDVI, Normalized Vegetation Index) qui traduit la densité du feuillage et la proportion de sol effectivement couverte par la végétation. Il est défini de la manière suivante :

$$NDVI = (PIR - R)/(PIR + R)$$

Où PIR = Réflectance dans la bande spectrale du proche infrarouge et R = Réflectance dans la bande spectrale du rouge. Cet indice est lié à la biomasse, mais présente l'inconvénient d'être sensible aux effets des sols et de l'atmosphère. Il est cependant très utilisé dans les travaux effectuées à partir d'images HRS (Hurd *et al.*, 2006; Seto *et al.*, 2004; Civco *et al.*, 2006; Klemas *et al.*, 2005) ou THRS (Andresen *et al.*, 2007) pour caractériser les zones humides. De nombreux indices de végétation ont été élaborés pour prendre en compte des effets.

Parmi les indices spectraux caractérisant les sols, les deux indices les plus utilisés sont l'indice de brillance des sols et l'indice d'humidité des sols.

L'indice de brillance des sols (Brightness Index) est calculé à partir des bandes spectrales rouge et proche infrarouge suivant la formule suivante :

$$IB = \sqrt{R^2} + PIR^2$$

Il est sensible à la brillance des sols reliée à l'humidité et à la présence de sels en surface. Il oppose les surfaces bâties très réfléchies aux surfaces absorbantes comme les sols très humides voire couverts d'eau qui apparaissent alors très sombres. Cet indice mélange donc les espaces très humides avec les surfaces en eau alors que certains types de végétation très réfléchissants se

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

confondent avec les espaces construits. Cet indice est utilisé pour identifier les zones humides à partir d'image Landsat (Baker *et al.*, 2006).

- Ce type d'indices peut être appliqué sur des images optiques comme sur des images RADAR. Par exemple, le suivi des surfaces en eau peut être réalisé à partir d'une série annuelle de donnée RADAR synthétisée en une image, le Normalized Difference Radar Index (Novo *et al.*, 1998).les indices texturaux

Les indices texturaux les plus utilisés sont de types Grey Level Coocurence Matrix (GLCM) (Haralick *et al.*, 1973). Ils reposent sur des tableaux contenant les différentes combinaisons de niveau de gris observés sur l'image. Pour prendre en compte la variance directionnelle, la somme de quatre directions (0°, 45°, 90°, 135°) est calculée avant la texture. Par exemple, l'homogénéité peut être dérivée de la matrice GLCM par l'expression suivante :

$$\sum_{i,j=0}^{N-1} \frac{P_{i,j}}{1+(i-j)^2}$$

i : numéro de la ligne

j : numéro de la colonne

$P_{i,j}$: valeur normalisée de la cellule i,j

N : nombre de lignes ou de colonnes

L'analyse de la texture (homogénéité) du MNE dérivé des données LiDAR acquises à faible densité (0,25 pt/m²) a permis de discriminer les arbres, les arbustes, les végétations herbacées, les sols nus et les surfaces en eau (MacKinnon, 2001), ou encore d'apporter une source complémentaire aux informations spectrales (Klemas *et al.*, 2005) ou contextuelle (Dissanska *et al.*, 2009).

Les cartes d'occupation du sol dérivées des clichés aériens sont effectuées jusqu'à présent par photo-interprétation, ce qui limitait leur application. Des travaux récents ont montré l'intérêt de ces indices texturaux pour les classifications automatiques et robustes d'occupation du sol à partir de données spectralement « pauvres », comme les clichés aériens (Lefebvre *et al.*, 2009). Cependant, les indices de texture nécessitent beaucoup de mémoire informatique, ce qui réduit leur intérêt sur l'application de jeux de données volumineux.

2.3.2.2. Les classifications

La classification consiste à affecter les pixels de l'image à des classes thématiques selon une nomenclature donnée. Face à la multiplicité des nomenclatures utilisées pour effectuer des classifications sur les zones humides, il est important de se conformer à des nomenclatures normées telles que Corine Land Cover, Corine Biotope, Ramsar, afin de pouvoir procéder à des comparaisons de cartographies de zones humides effectuées sur différents secteurs géographiques.

Le choix de la méthode de classification dépend des caractéristiques des images mais aussi des objets à caractériser (Figure 2.2). Tant que les objets à identifier (mare, formation végétale…) ont une taille similaire à celle des pixels, l'approche « pixel » est la plus appropriée. En revanche, dès que la taille des pixels est significativement inférieure à celle des objets à classer, l'approche orientée-objet est à privilégier (Blaschke, 2010).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

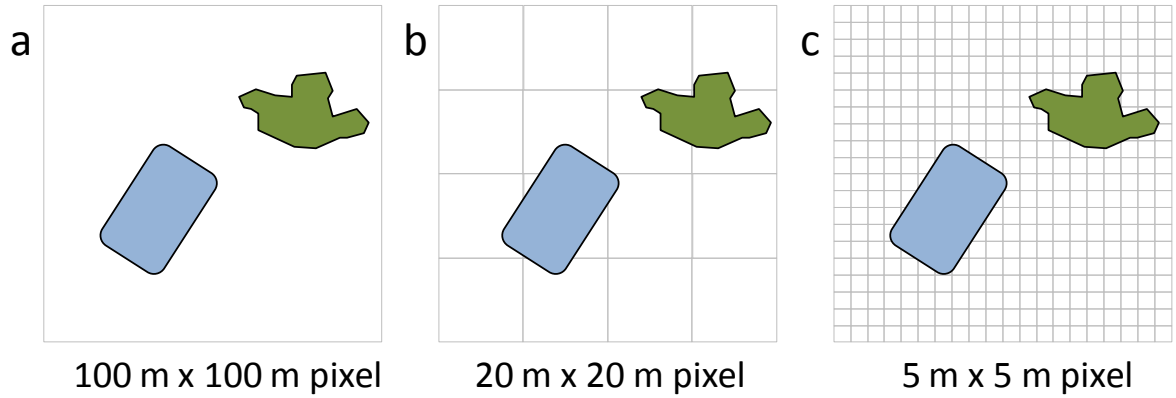


Figure 2.2 – Relations entre les objets et la résolution spatiale : (a) faible résolution : les pixels sont significativement plus grands que les objets, approche par démixage appropriée. (b) résolution moyenne : les pixels et les objets sont de la même taille, approche par pixel appropriée. (c) haute résolution : les pixels sont plus petits que les objets, approche basée-objet appropriée (adapté de Blaschke, 2010).

La plupart des cartographies d'occupation des sols dérivées d'images HR, c'est à dire avec une résolution spatiale comprise entre 5 et 30 m, sont obtenues par des méthodes de classifications basées uniquement sur les valeurs spectrales des pixels. Les pixels sont classés uniquement selon leur ressemblance spectrale. Au niveau des démarches de classification elles-mêmes, on distingue les classifications supervisées des classifications non supervisées d'images. Dans le cas des classifications supervisées, l'analyste sélectionne des échantillons de pixels qui sont représentatifs des différents types de surfaces présentes sur l'image. Les valeurs des pixels sélectionnés dans chacune des bandes sont prises en compte dans les algorithme de classification afin de définir les signatures numériques de chaque classe. A l'inverse, les classifications non supervisée regroupent les pixels à partir des groupes statistiques naturels de l'ensemble des pixels de l'image. Dans ce cas, l'analyste peut préciser le nombre de classe souhaité, la distance ou la variance au sein de chaque classe.

Les premières produisent en général de meilleurs résultats que les secondes car la sélection d'échantillons d'entrainement prédétermine les groupes de classes voulues. Plusieurs techniques de classification peuvent être utilisées pour classer les objets dans les deux cas. La classification de l'occupation du sol des zones humides peut être obtenue par classification supervisée telle que par : arbre de décision (Davranche, 2008; Baker *et al.*, 2006), maximum de vraisemblance (MacAlister et Mahaxay, 2009; Laba *et al.*, 2008; Fuller *et al.*, 2005), Bhattacharrya (Töyrä et Pietroniro, 2005), Spectral Angle Mapper (Sobocinski *et al.*, 2006) ; ou non supervisée comme : ISODATA (Civco *et al.*, 2006; Sugumaran *et al.*, 2004; Dogan *et al.*, 2009) ou CLUSTER (Herrero et Castaneda, 2009). Les résultats sont dans les deux cas cependant toujours inferieurs à ceux obtenus par photo-interprétation, puisque les traitements automatiques d'images utilisent quasi-exclusivement le critère des valeurs radiométriques (la teinte dans le cas d'une bande spectrale, la couleur pour plusieurs), à l'exclusion d'autres critères servant à la photo-interprétation. Cependant, les classifications sont intéressantes car elles permettent de classer avec précision automatiquement une grande partie de l'image. Des corrections minimes sont apportées par la suite par photo-interprétation afin de valider la classification.

Si les classifications automatiques effectuées à l'échelle du pixel sont conviennent aux images HR pour la cartographie d'habitats homogènes (roselières, prairies…) sur de vastes marais, elles sont inadaptées pour l'étude des zones humides hétérogènes de petite taille avec des données THRS à cause de la forte variabilité des réponses spectrales (Hubert-Moy *et al.*, 2006).

Comparée à l'approche par pixel, l'approche GEOBIA – GEographic Object Based Image Analysis – (Hay et Castilla, 2008) et apporte une meilleure qualité de classification de la végétation et des surfaces en eau (Sugumaran *et al.*, 2004; Hurd *et al.*, 2006) et fournit une couche d'information spatialisée sous forme d'objets directement exploitable sous SIG (Benz *et al.*, 2004).

Deux approches de traitement orientée-objets sont possibles : l'approche par défaut et l'approche cognitive (O'Neil-Dunne *et al.*, 2011). L'approche par défaut, la plus utilisée, consiste à segmenter les objets une fois puis les classer à partir de règle de décision ou d'échantillons d'entrainements. Si cette approche est très majoritairement utilisée car facile à appliquer, elle présente l'inconvénient de dépendre de la qualité de segmentation. En effet, si les paramètres de segmentation sont trop fins, alors les objets ne représentent qu'une partie d'une parcelle agricole ou un bout de route. A l'inverse, si la segmentation est trop grossière, les objets englobent plusieurs éléments paysagers (une pelouse et des arbres, une parcelle agricole et une bordure de haie).

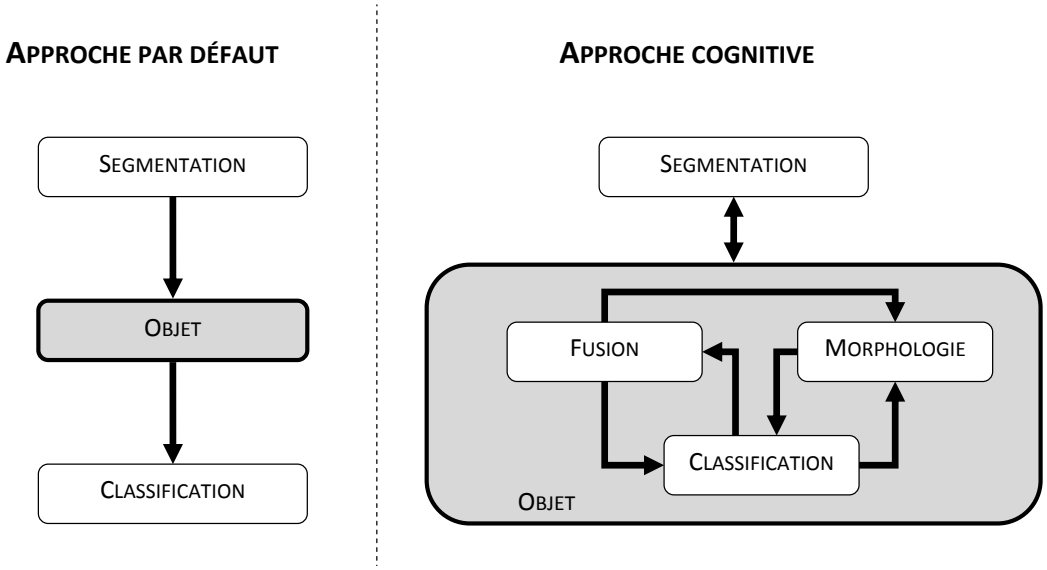


Figure 2.3 – Les deux approches orientée-objets possibles (*adapté de O'Neil-Dunne, 2009*).

Dans l'approche cognitive, le terme « objet » a deux sens : il peut être « primitif » ou « significatif ». Les objets « primitifs » correspondent à un groupe de pixels contigus et homogènes résultant d'une segmentation. Ces objets, basiques et non classés, apportent cependant un support d'information (forme, teinte, texture, contextuelle) utile à l'analyse de l'image. Par la suite, les objets « primitifs » peuvent être fusionnés, découpés ou classés. Au fur et à mesure que l'analyse de l'image progresse, les objets « primitifs » grossissent jusqu'à former des objets « significatifs » (Figure 2.3). Les objets « significatifs » correspondent à un groupe de pixels qui peuvent être spectralement hétérogènes, mais représentent un élément d'occupation du sol qui pouvant être identifié sur le terrain (O'Neil-Dunne *et al.*, 2011; Baatz *et al.*, 2004). Par exemple, une mare représente un objet « significatif » associé à un élément de l'occupation du sol d'une zone humide et identifiable sur le terrain. Mais cette mare peut être spectralement et spatialement très hétérogène suivant sa profondeur, , la présence de vagues ou d'ombres portées de la ripisylve…Cette hétérogénéité spectrale a pour conséquence une segmentation de la mare en de multiples objets « primitifs » et spectralement homogènes (zone de vagues – forte réflectance, zone d'ombre - faible réflectance..) mais sans signification paysagère.

L'étape fondamentale de l'analyse d'image orientée-objet est la segmentation de l'image en objets « primitifs ». Ceux-ci doivent être aussi larges que possible pour constituer un support

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

d'information tout en étant assez petits pour être utilisés comme bloc de construction pour les objets « significatifs » à identifier dans l'image (Benz *et al.*, 2004). Les pixels sont les blocs de construction les plus petits, cependant ils contiennent une information limitée. Pour obtenir des blocs plus grands, différentes méthodes de segmentation sont disponibles pour former des groupes de pixels contigus. Les principales méthodes existantes sont les suivantes:

- Chessboard segmentation : cette technique de segmentation créée des objets carrés, il permet également de créer des objets selon des couches vectorielles existantes (limite de zone humide, limites parcellaires…). Cette segmentation permet également de créer des tuiles dans le cas d'images de grande taille.
- Quadtree-based segmentation : cette technique de segmentation découpe l'image en objets de forme carrée. Chaque carré est le plus grand possible en fonction des critères d'homogénéité spectrale Elle présente l'avantage d'être rapide à calculer.
- Contrast spilt segmentation : cette technique segmente l'image, limitée à une seule bande, en régions foncées et claires en fonction d'un seuil donné choisi par l'utilisateur. Elle présente les avantages d'être très rapide à calculer et de ne générer qu'un faible nombre d'objets qui peuvent être facilement classés par la suite.
- Multi-resolution segmentation : cette technique maximise l'homogénéité spectrale moyenne de chaque objet pour une résolution (échelle) donnée à partir des critères de teinte et de forme (rugosité et compacité). Généralement, le critère de teinte est le plus important pour obtenir des objets cohérents, mais le critère de forme peut améliorer la qualité de segmentation et éviter de fractionner les objets, comme sur les images RADAR. Spectral difference segmentation : cette technique fusionne les objets voisins selon leur valeur spectrale moyenne. Les objets voisins sont fusionnés si la différence entre leurs valeurs spectrales moyennes est inférieure à un seuil déterminé.
- Multi-threshold segmentation : cette technique segmente l'image par rapport à des valeurs de pixels définies par l'utilisateur.
- Contrast filter segmentation : cette technique détecte les objets potentiels selon leur gradient et leur contraste. Elle est intéressante car elle ne nécessite pas de définir des valeurs de pixels comme seuil de segmentation.

Les objets obtenus sont représentés dans un arbre hiérarchique dans lequel chaque objet connaît son contexte, ses voisins, ainsi que ses objets « parents » et « enfants » dans le cas d'une approche hiérarchisée, et est caractérisé par de nombreux attributs (Burnett et Blaschke, 2003). La seconde étape de l'approche de traitement orientée-objet correspond à la classification des objets précédemment segmentés selon un arbre hiérarchique. Plusieurs techniques de classification supervisée peuvent être utilisées pour classer les objets (exemple : classification au plus proche voisin, classification selon des fonctions d'appartenance). Toutefois, l'intégration d'algorithmes utilisés dans l'approche pixel (Support Vector Machine, Neuronal Network) serait souhaitable pour améliorer la qualité des classifications (Blaschke, 2010).

La plupart des travaux menées sur l'étude des zones humides à partir d'une approche orientée-objet utilisent une approche par défaut. Les objets sont généralement obtenus par une segmentation multi-résolution et classés au plus proche voisin à partir d'échantillons (Hubert-

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Moy *et al.*, 2006; Civco *et al.*, 2006; Gilmore *et al.*, 2008), ou par règle de décision (Clement *et al.*, 2008; Dissanska *et al.*, 2009). Bien que la qualité de classification soit bonne, certains objets restent trop fins ou à l'inverse trop grossier vis-à-vis de l'élément du paysage qu'ils représentent.

Les données LiDAR sont disponibles sous forme de nuages de points. Le calcul d'un Modèle Numérique d'Élévation (MNE) et d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à partir de ces données s'effectue en deux phases : une classification des points en classe « sol » et « sursol » suivi d'une interpolation des points « sol » pour le MNT et « sursol » pour le MNE. Il existe plusieurs approches de classification des nuages de points, la plus utilisée étant l'approche géométrique (voir Sithole et Vosselman, 2004 pour une description de huit algorithmes) et. En général, une phase de photo-interprétation est nécessaire pour corriger les erreurs de classification (St-Onge, 2004). Les différents travaux portant sur l'analyse topographique des zones humides à partir des données LiDAR traitent de différentes méthodes d'interpolation des points « sol » en MNT : TIN (Lane et D'Amico, 2010; Hunt et James, 2010; Werbrouck *et al.*, 2011), Nearest Neighbor (NN) (Bater et Coops, 2009), krigeage (Töyrä et Pietroniro, 2005), spline (Cavalli *et al.*, 2008; Maxa et Bolstad, 2009), Inverse Distance Weighting - IDW (Rosso *et al.*, 2006).

Des travaux menés sur un secteur couvert de conifères sur l'ile de Vancouver au Canada avec une densité de 0,7 pt/m², ont montré que la méthode d'interpolation au plus proche voisin fournissant les meilleurs résultats par rapport aux méthodes inverse à la distance et spline (Bater et Coops, 2009). D'autres travaux menés sur des zones humides boréales au Canada avec une densité de 0,5 pt/m² ont conclu que la méthodes de krigeage était la plus intéressante par rapport aux approches IDW et TIN (Töyrä *et al.*, 2003). Selon Lloyd et Atkinson (2002), plus la densité de points diminue, plus la méthode de krigeage est pertinente comparée à la méthode IDW.

Il apparait difficile de déterminer la méthode d'interpolation la plus pertinente, tant les méthodes comparées, les caractéristiques LiDAR et les caractéristiques paysagères sont différentes d'une étude à l'autre.

Deux principales approches permettent de spatialiser le réseau hydrographique à partir des données LiDAR. La première approche se base sur des algorithmes d'accumulation de flux et met en évidence le réseau de drainage potentiel. La seconde approche consiste à extraire le réseau hydrographique existant à partir de critères de forme linéaire. L'approche traditionnelle pour cartographier automatiquement le réseau hydrographique se base sur des algorithmes d'accumulation de flux à partir d'un MNT. Des études montrent l'intérêt de cette approche en milieux peu anthropisés pour extraire les torrents en montagne (Vianello *et al.*, 2009) ou les petits ruisseaux en milieu forestier (Hunt et James, 2010). Cette approche permet d'obtenir simplement une cartographie complète et détaillée du réseau hydrographique. Mais des corrections du MNT par photo-interprétation sont souvent nécessaires pour éliminer les éléments anthropiques (buses, ponts) qui interrompent la continuité du réseau hydrographique (Murphy *et al.*, 2008; Liu et Zhang, 2011). De plus, cette approche détecte uniquement le réseau naturel. Le réseau de drainage artificiel, qui ne dépend pas des conditions naturelles de circulation de l'eau, n'est pas identifié. Enfin, cette approche ne tient pas compte de la variabilité spatiale d'imperméabilité du substratum. La deuxième approche montre l'intérêt du LiDAR pour la cartographie du réseau hydrographique automatique à partir de critères de forme dérivés du MNT (Pirotti et Tarolli, 2010) ou du nuage de points (Bailly *et al.*, 2008). Ces approches permettent de détecter correctement le réseau hydrographique existant, y compris les petits fossés. Les données LiDAR permettent également d'identifier par photo-interprétation le réseau de drainage historique

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

(Werbrouck *et al.*, 2011). L'extraction à directe à partir du nuage de points est intéressante car elle offre des perspectives de caractérisation les éléments du paysage en 3D. Toutefois, ces approches nécessitent de définir au préalable par photo-interprétation des secteurs où la probabilité de présence du réseau hydrographique est élevée (limites de parcelles…). De plus, ces méthodologies ont été appliquées dans des milieux ouverts, alpages ou vignobles, et méritent d'être évaluées dans des contextes plus boisés.

Pascual *et al.*, (2008) ont cartographié les formations arborées à partir du Modèle de Hauteur de Canopée (Canopy Height Model ou CHM) en appliquant une segmentation multi-resolution puis en classant les objets selon la hauteur moyenne, médiane et l'écart-type. Rosso *et al.*, (2006) ont analysé l'évolution de la Spartina par la soustraction des MNE de deux missions LiDAR effectués en janvier 2002 et décembre 2003. Pour suivre les trouées dans la canopée, Vepakomma *et al.*, (2008) ont masqué tous les pixels du CHM dont la valeur est inférieure à 5 mètre. Bork et Su, (2007) ont cartographié la végétation à partir du CHM et du MNE selon une approche par arbre de décision : le CHM a permis de différencier les strates arborées, arbustives et herbacées, l'analyse de la pente du MNE a permis de différencier au sein des strates herbacées les prairies mixtes des prairies à fétuque. Gilmore *et al.*, (2008) ont combiné les quatres bandes spectrales d'une image Quickbird avec le MNE dérivé du LiDAR pour appliquer une segmentation multirésolution et une classification au plus proche voisin des communautés de roseaux et d'herbacées.

Les données LiDAR offre aussi la possibilité d'extraire et de caractériser les éléments du paysage en 3D directement à partir des nuages de point et non plus à partir du MNE ou CHM. En géomatique, l'extraction d'objets en 3D est encore expérimentale et se base sur l'approche orientée-objet. Les premières études portent sur la segmentation de voxel (pixel en 3D) pour l'extraction d'arbres (Reitberger *et al.*, 2009) ou de bâtiments (Keller *et al.*, 2011). A ce jour, ces travaux sont encore à un stade expérimental et les applications ne portent que sur de petits secteurs. Certains logiciels tels que Cloudcompare ou eCognition propose des algorithmes expérimentaux pour le traitement des données LiDAR en 3D.

L'avantage des méthodes numériques d'images par rapport à la photo-interprétation est de traiter beaucoup plus rapidement de larges étendues. Les classifications automatiques apparaissent pertinentes pour la détection d'éléments de la zone humide mais sont souvent peu adaptées à la délimitation précise des limites externes de la zone humide et à la cartographie détaillée et exhaustive de la végétation au sein de la zone humide. La qualité et l'importance des contrôles terrain utilisés - pour décrire les surfaces en eau, l'humidité des sols, et types de végétation afin de calibrer et de valider les classifications d'images conditionnent largement la qualité des résultats.

2.3.3. Les méthodes hybrides

L'application exclusive de classifications automatiques sur les images présente de fortes limites liées à d'importantes confusions radiométriques existant entre les classes de végétation hygrophiles à étudier. La photo-interprétation est une méthode plus performante : certains postes de zones humides sont identifiés à partir d'images satellitaires. Plus nombreux encore sont les postes identifiés à partir de photographies aériennes, comme le montre l'inventaire national des zones humides mené aux États-Unis depuis 1974. (Federal Geographic Data Committee, 1992). La photo-interprétation de clichés aériens couplée avec des données relevées sur le terrain permet de réaliser des cartographies détaillées et assez fiables, mais nécessite beaucoup de moyens (main-

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

d'œuvre, coût, temps). Des décalages temporels importants – de l'ordre de la quinzaine d'années – sont ainsi déplorés entre les cartographies de différents secteurs des États-Unis, rendant les comparaisons et une politique nationale d'action difficiles à appliquer.

Les approches hybrides, mêlant traitement analogique et numérique des données, sont adaptées à la détection et à la cartographie des zones humides. Les traitements de classifications automatiques sont appropriés lorsque les surfaces à mettre en évidence contrastent fortement avec l'environnement immédiat, tandis que la photo-interprétation des données, plus longue et fastidieuse sur de larges étendues, est adaptée à la cartographie détaillée de secteurs hétérogènes. Une étude portant sur la caractérisation des zones humides sur le bassin Seine-Normandie met en évidence l'intérêt de l'utilisation d'une méthode hybride, tant sur les images à très haute résolution spatiale que sur des photographies aériennes numériques (I-MAGE CONSULT, 2006).

2.3.4. L'apport de données exogènes

Des données exogènes sont souvent utilisées pour affiner et valider la cartographie des zones humides à partir d'images satellitaires ou de photographies aériennes, qu'elle soit effectuée par PIAO, par traitement automatique ou au moyen d'une approche hybride. Ces données doivent pouvoir être mobilisées et utilisées rapidement sous la forme de couches d'information intégrées dans un Système d'Information Géographique (SIG). Parmi celles-ci, les couches les plus utilisées sont :

- Le fond topographique au 1/25 000ème, disponible au format numérique géo-référencé (Scan 25 de l'IGN). Il contient des informations sur la localisation des zones de marais, des zones inondables, des réseaux hydrographiques ou de drainages, sur la topographie, ou encore les grands types de végétation (feuillus, conifères, rizières...).
- Les MNT (Modèles Numériques de Terrain) qui permettent d'appréhender la topographie du site. Toutefois, ceux-ci ne sont vraiment utiles qu'à la condition que leur précision altimétrique soit suffisante car le caractère humide/non humide correspond bien souvent à des variations topographiques d'ordre décimétrique voire centimétrique.
- Les cartes et relevés pédologiques : les cartes de relevés pédologiques sont distribuées en France par l'INRA mais n'offrent pas une couverture exhaustive. Elles sont généralement à une échelle trop grossière pour permettre de distinguer des entités homogènes au sein des zones humides. Les relevés pédologiques effectués à la tarière dans les 50 premiers centimètres du sol permettent de confirmer le caractère hydromorphe des sols et valider les délimitations de zone humide.
- Les cartes géologiques du BRGM : ces cartes au 1/50 000ème permettent de repérer les sols de type alluvions associés aux fonds de vallées.
- Les données sur le réseau hydrographique : disponibles via la BD Carthage sur l'ensemble du territoire français : ces couches d'information permettent d'identifier le réseau des cours d'eau ainsi que les plans d'eau. En revanche, seul le réseau de drainage principal (canaux, grands fossés) est représenté.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Une approche hybride, mêlant traitement automatique des données pour les groupements uniformes de végétaux hygrophiles, photo-interprétation et contrôles terrain pour les groupements plus difficiles à identifier est recommandée. Les traitements de classification automatiques sont employés lorsque les surfaces à mettre en évidence contrastent fortement avec l'environnement immédiat, tandis que la photo-interprétation des données, plus longue et fastidieuse sur de larges étendues, est réservée à la cartographie de secteurs de la zone humide identifiables à partir de plusieurs critères en plus de la couleur. La conversion des couches d'informations, le plus souvent du format raster vers le format vecteur entraine alors, selon les cas, une perte d'informations.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 2 :

Les données de télédétection disponibles pour l'identification et la caractérisation des zones humides sont aujourd'hui nombreuses et complémentaires. En plus des photographies aériennes traditionnellement utilisées, des images multispectrales aéroportées ou satellitaires et des données laser sont maintenant exploitées par la communauté scientifique pour l'étude des zones humides. L'amélioration de la résolution spatiale des capteurs, la possibilité de s'affranchir des contraintes de luminosité et de nébulosité ou bien encore la détection de la topographie même sous couvert arboré, placent aujourd'hui les données de télédétection comme un outil incontournable et adapté à la cartographie détaillée des zones humides.

Ainsi, de nombreux travaux scientifiques ont montré l'intérêt des données de télédétection pour la caractérisation de la microtopographie, des surfaces en eau, de l'humidité du sol, de la végétation. La microtopographie peut être détectée avec une précision centimétrique même sous couvert arboré grâce aux données LiDAR, à l'exception des surfaces en eau et des zones avec un couvert végétal dense. Le réseau hydrographique, comprenant les cours d'eau mais aussi les fossés, peut être dérivé à partir de la microtopographie. Les surfaces en eau sont identifiables à partir de toutes les données de télédétection. Cependant, les données HRS omettent une part importante des éléments en eau les plus fins. Contrairement aux capteurs actifs, les capteurs passifs ne permettent pas de détecter les surfaces en eau sous la canopée. L'étude de l'humidité de sub-surface est encore expérimentale, en particulier à partir de données RADAR, alors qu'elle peut être dérivée indirectement du stress hydrique de la végétation à partir des données multispectrales. La végétation peut être caractérisée par tout type de capteur. Cependant, les données LiDAR sont plus appropriées à la caractérisation des strates végétales et de leurs structures ; les données RADAR polarimétriques sont sensibles à la rugosité. Les capteurs multi-spectraux permettent eux de distinguer les réponses spectrales de chaque formation végétale. Cependant, les données HRS permettent simplement de caractériser grossièrement la végétation. Les données THRS offrent quant à elles la possibilité de discriminer les différentes communautés végétales sur de petits secteurs.

Le couplage de différents types de données de télédétection accroît les possibilités d'identification et de caractérisation des zones humides. La détection de l'eau et de l'humidité des sols, qui sont des critères d'états variants, doivent être suivis dans le temps grâce aux données RADAR qui sont insensibles aux contraintes atmosphériques. En revanche, la microtopographie et la végétation sont des critères d'état invariants. A partir de la caractérisation de la végétation ou du suivi des surfaces en eau des zones humides, des travaux ont montré l'intérêt que peuvent présenter les données de télédétection pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides. Ces travaux portent sur la modélisation hydro-écologique à partir de trois images Landsat-7 TM et d'une carte topographique au 1/10 000ème (Zhou *et al.*, 2008), le suivi et la modélisation des inondations à partir de données SAR (Bates *et al.*, 2006), la circulation hydraulique au sein d'une zone humide à partir de données LiDAR (Huang *et al.*, 2011) ou encore la modélisation de la friction hydrologique en fonction de la végétation et de la pente dérivées du LiDAR (Cobby *et al.*, 2001; Cobby *et al.*, 2003). Ces approches sont intéressantes car elles sont appliquées à l'échelle d'un bassin versant. Cependant, les résultats sont rarement validés par des mesures terrain.

Les méthodes de traitement des données de télédétection peuvent être analogiques ou numériques. L'approche analogique, par photo-interprétation, est la plus simple à mettre en œuvre mais elle demande des moyens humains et financiers importants, ce qui limite son

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

application à des secteurs géographiques de taille réduite, de l'ordre de quelques ha à quelques dizaines d'ha. Les approches numériques permettent d'extraire automatiquement les éléments d'occupation du sol ou les habitats homogènes et de couvrir ainsi de plus grands secteurs. Ainsi, les méthodes de traitement hybrides, mêlant photo-interprétation et classification semblent les plus adaptées à la cartographie des zones humides. Au niveau du processus de classification automatique des données, la complexité paysagère des milieux humides étudiée avec des données de télédétection THRS nécessite l'application d'une approche orientée-objet afin de prendre en compte les critères de teintes, de formes et de textures.

Les travaux effectués jusqu'ici à partir des données de télédétection HRS et THRS ont visé à caractériser soit le réseau hydrographique, soit la végétation, soit les surfaces en eau ; ce qui permet dans chaque cas de dériver seulement une partie des indicateurs fonctionnels. Or, cette thèse vise à évaluer au mieux le panel de données de télédétection disponible pour en dériver le maximum d'indicateurs fonctionnels et ainsi pour effectuer une évaluation des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques des zones humides. D'après le potentiel des données multispectrales et LiDAR décrit dans la littérature, nos efforts vont s'appuyer essentiellement sur ces types de données. Étant donné que les zones humides étudiées dans cette thèse ont une taille réduite et très hétérogènes, les données de type RADAR ne semble pas avoir une résolution spatiale adapté à leur caractérisation, hormis pour cartographier la dynamique des surfaces en eau. Des cartographies ont déjà été réalisées sur un des sites d'études (Marechal *et al.*, 2012) et seront pris en compte dans la démarche d'évaluation des fonctions des zones humides.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CHAPITRE 3 : LES SITES D'ÉTUDE

Introduction *94*
3.1. La basse vallée du Couesnon : un enjeu écologique majeur pour la baie du Mont Saint Michel *95*
3.1.1. Caractéristiques de la zone d'étude 95
3.1.2. Des marais aux caractéristiques géomorphologiques identiques mais aux gestions différenciées 96
3.1.3. L'enjeu du maintien de la biodiversité 102
3.1.4. La Zone Atelier Armorique : un réseau de recherches pluridisciplinaires 105
3.2. Le bassin versant de la Lizonne : le soutien aux étiages, un enjeu majeur *106*
3.2.1. Caractéristiques du bassin versant 106
3.2.2. Des étiages sévères 108
3.2.3. Le programme INTERREG WAT 112
Synthèse du CHAPITRE 3 : *114*

INTRODUCTION

Nos recherches sur l'évaluation fonctionnelle des zones humides portent sur deux sites d'études, localisés dans l'ouest de la France, l'un servant de site test pour appliquer la démarche retenue, l'autre de site de validation afin d'effectuer une première évaluation de sa reproductibilité. Le premier, d'une superficie de 130 km², se situe au sein de la Zone Atelier Armorique (ZAA), dans le bassin versant côtier du Couesnon qui se jette dans la Baie du Mont-Saint-Michel. Le second s'étend sur 650 km² et correspond au bassin versant de la Lizonne, un sous-bassin de la Dordogne (Figure 3.1).

Nous avons choisi de mener notre démarche d'évaluation fonctionnelle des zones humides sur ces deux sites, car d'une part il font l'objet de recherches pluridisciplinaires dans le cadre de programmes nationaux et internationaux, et d'autre part les enjeux principaux de l'évaluation des zones humides sont spécifiques à chacun d'entre eux : le maintien de la fonction habitat est primordiale sur le premier, tandis que le soutien à l'étiage est la préoccupation majeure des gestionnaires du second.

L'objectif de ce chapitre est de définir les enjeux environnementaux actuels sur ces deux sites, et en particulier comprendre le rôle des zones humides par rapport à ces enjeux. Ce chapitre présente successivement les deux sites d'étude, en décrivant leurs caractéristiques, les enjeux qui en découlent, et les programmes de recherche dans lesquels s'inscrit cette thèse.

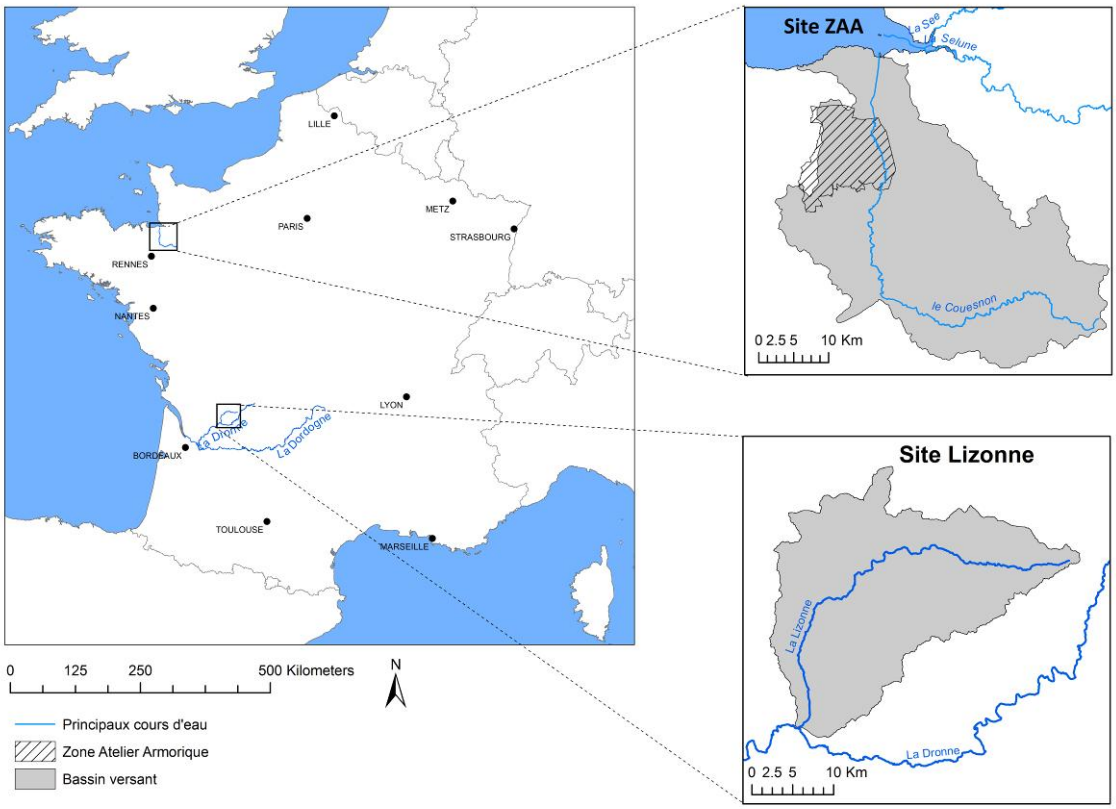


Figure 3.1 – Localisation des sites d'étude (*Sources : Costel, IGN, Global Administrative Areas*)

3.1. La basse vallée du Couesnon : un enjeu écologique majeur pour la baie du Mont Saint Michel

3.1.1. Caractéristiques de la zone d'étude

Le bassin versant du Couesnon, localisé au nord-ouest de la France, est inclus dans les trois régions Bretagne, Normandie et Pays de la Loire. Il s'agit d'un petit bassin versant côtier de 1 130 km², dont l'exutoire se situe au Mont-Saint-Michel. Le climat y est océanique, avec un cumul annuel de précipitation de 920 mm, des hivers doux et des étés frais (Annexe A). Ce bassin versant est composé d'un sol imperméable essentiellement schisteux et granitique qui engendre un réseau hydrographique dense. Il s'inscrit dans une région agricole dominée par l'élevage, 56% de ses surfaces étant en culture contre 28% en prairie, ce qui représente 84% de la SAU. La partie proche de l'exutoire est composée de polders avec une intense activité maraichère (Annexe B).

Nos recherches sont focalisées sur la Zone Atelier Armorique, plus précisément sur le site de Pleine-Fougères d'une superficie de 130 km², situé dans la partie aval du bassin-versant du Couesnon (Figure 3.1). Sur ce site dominé par l'espace agricole (≈10 000 ha de Surface Agricole Utile, soit 75,5% de la superficie totale), l'agglomération principale, Pleine-Fougères, regroupait 1800 habitants en 2006. Le paysage agricole est dominé par des systèmes de production de type « polyculture-élevage » à dominance de production laitière. Il est caractérisé par une forte variabilité de structure (taille des parcelles, densité de haies), organisée le long d'un gradient nord-sud de 15km pour la partie ouest du site, allant d'un paysage ouvert aux parcelles essentiellement céréalières et relativement vastes pour la région (3,7ha en moyenne,) et au bocage quasiment inexistant au nord à un paysage fermé au parcellaire morcelé (0,8ha en moyenne), dominé par les prairies et au réseau bocager dense au sud. Dans sa partie Est, le site de Pleine-Fougères est structuré par la vallée du Couesnon qui comprend une zone de marais d'environ 900 ha (Figure 3.2), milieux remarquables pour leur faune et leur flore (Beaufils et Morel, 2008).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

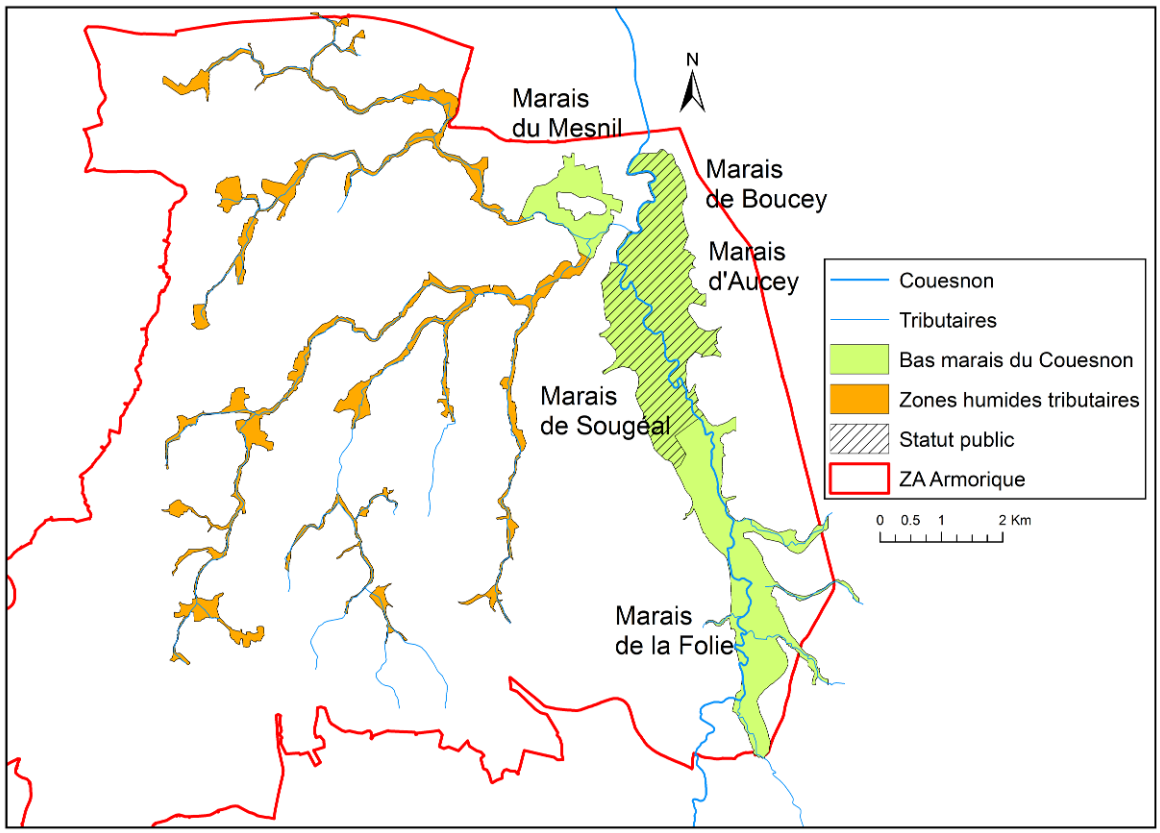


Figure 3.2 – Localisation et statut des bas-marais du Couesnon et des zones humides tributaires de bas-fonds
Sources : COSTEL

3.1.2. Des marais aux caractéristiques géomorphologiques identiques mais aux gestions différenciées

Sur le plan géomorphologique, les marais du bas Couesnon forment un ensemble homogène de faible altitude (5-10m) recouvert d'alluvions fluviales et marines. Historiquement, ce secteur formait un paysage homogène, avec de nombreux chenaux, ennoyé 8 à 10 mois dans l'année. Les animaux domestiques pouvaient traverser le Couesnon à gué et circuler librement entre les marais (Canard *et al.*, 2003). Puis les aménagements anthropiques du XIXème siècle, tels que la chenalisation du Couesnon, le drainage et le mode de gestion de chaque commune ont progressivement conduit à une spécification paysagère de chaque marais (Tableau 3.1). Les bas-marais du Couesnon ont fait récemment l'objet d'un diagnostic phyto-écologique et paysager qui a conduit à une caractérisation écologique fine des habitats naturels dans l'objectif d'évaluer le potentiel d'accueil de l'avifaune (Lanoé, 2008). La cartographie des habitats a été réalisée à partir de 215 relevés phyto-sociologiques et complétée par photo-interprétation de la BD Ortho de 2006.

Tableau 3.1 – Statuts, gestions hydrauliques et usages des marais du bas-Couesnon en 2011 (adapté de (Lanoé, 2008)

Marais	Statut foncier	Maintien artificiel eau	Usages majoritaires
Le Mesnil	Privé indivis	Oui, périodiquement (en eau 3 à 5 mois)	Pâture
	Privé	Non	Pâture/Culture
Aucey	Communal	Non, Drainé	Fauche
Boucey	Communal	Non, Drainé	Pâture
Sougéal	Communal	Oui (en eau 5 à 7 mois)	Pâture
	Privé	Non	Fauche/Pâture
La Folie (Ancien bassin de décantation)	Privé	Oui (en eau 10 à 12 mois)	Friches humides
La folie	Privé	Non	Fauche/Culture

– Le marais de Sougéal

Jusqu'au milieu du XIXème siècle, dès le retrait des eaux, le marais de Sougéal était un lieu d'agropastoralisme avec une partie aval (communale) destinée au pâturage et une partie amont (privée) destinée à la fauche (Canard *et al.*, 2003). En 1860, la mise en place d'un canal de dérivation du Couesnon avait pour objectif de rendre le marais cultivable, mais les habitants de Sougéal ont préféré continuer à y faire pâturer le bétail en raison de la qualité des terres. Puis, dans la seconde moitié du XXème siècle, la mise en place d'un réseau de drainage a permis de réduire les périodes d'inondation et donc d'augmenter la durée de pâture .. Cette gestion a conduit à une raréfaction des périodes d'inondation et à un appauvrissement de la biodiversité (Menard, 1999; C.E.R.E.S.A., 2006). Dans les années 90, les gestionnaires ont souhaité redonner au marais communal sa vocation humide par la mise en place de deux ouvrages retenant l'eau de crue du Couesnon au nord et au sud du marais communal. La gestion actuelle des niveaux d'eau par la communauté de communes permet de maintenir plusieurs usages dans le marais : au sud, l'ennoiement du marais de l'automne jusqu'à la fin du printemps permet d'offrir un habitat adapté au nichage des oiseaux d'eau mais également à la reproduction du brochet. Dès la fin du printemps, les niveaux d'eau sont abaissés pour offrir un espace de pâturage pour le bétail jusqu'en automne (Figure 3.4). Au nord du marais communal, un second ouvrage hydraulique permet de maintenir le marais ennoyé avec une faible profondeur (40 cm) entre décembre et avril, de façon à favoriser la reproduction du brochet. Le marais est ensuite vidé progressivement entre avril et mai afin d'inciter les brochetons à quitter le marais et se diriger vers le Couesnon.

Le marais communal de Sougéal est essentiellement composé de végétation herbacée basse (plus de 90 % de la surface totale). Les communautés végétales se structurent selon les niveaux et les durées d'inondations conditionnés par la gestion hydraulique et la topographie du site (Figure 3.3).

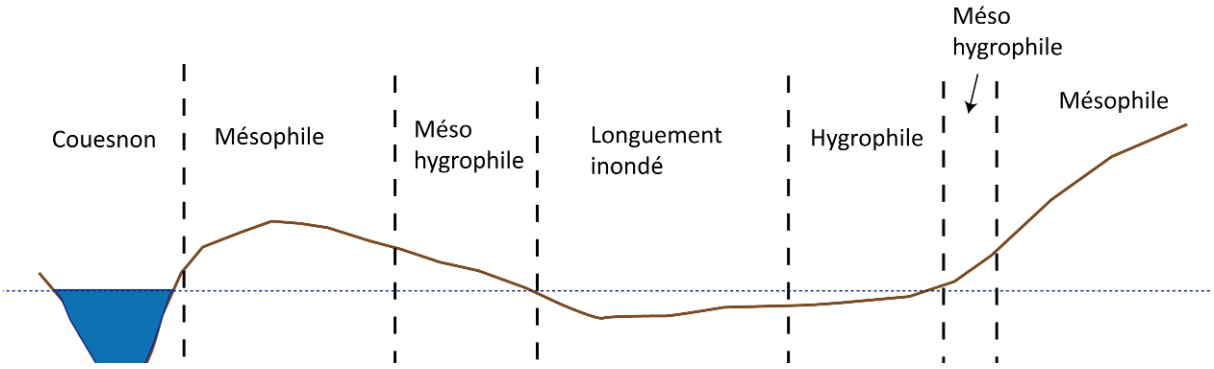


Figure 3.3 – Représentation schématique et théorique du gradient topographique transversal Couesnon-Versant : facteur structurant les communautés végétales. Adapté de Lanoé, 2008.

La partie la plus longuement inondée (entre 3 et mois/an) du marais communal de Sougéal est composée de prairies hygrophiles où se développe une végétation de *Glyceria fluitans, Carex hirta et Eleocharis palustris*. Les secteurs inondés moins de 3 mois/an, qui représentent les deux tiers du marais, sont composés de prairies méso-hygrophiles. Enfin les secteurs surélevés associés au bourrelet alluvial en bordure du Couesnon et au pied de versant sont composés de prairies mésophiles. Moins de 1% de la surface totale du marais communal est occupé par une roselière située en limite de versant. Deux peupleraies sont également présentent sur le bourrelet alluvial du Couesnon et représentent plus de 2 % de la surface totale. Enfin, les surfaces en eau ne représentent, en période estivale, que 1,5% de la surface totale. Aucune zone cultivée n'est présente sur la partie communale. La densité du réseau bocager est très faible sur ce marais (20 ml/ha) qui peu être qualifié du marais « ouvert ». Le réseau hydrographique de ce marais est de densité assez faible (49 ml/ha) et constitué de larges canaux en eau tout au long de l'année au sein desquels se développent une végétation composée essentiellement d'hydrophytes flottantes telles que *Ranunculus peltatus*, *Hydrocharis morsus ranae* ou *Luronium natans* qui est une espèce protégée par la directive européenne habitat de 1992.

La partie amont du marais (privée) reste drainée, mais les cultures des années 70 font progressivement place à des surfaces herbacées destinées à la fauche. Les surfaces herbacées basses représentent 70 % de la superficie totale et sont constituées de prairies méso-hygrophiles. Les formations herbacées hautes représentent plus de 6 % de la surface totale et sont composées de roselières, méga-phorbiaies et jonchaies hautes. Les surfaces boisées représentent plus de 6 % du marais privé et sont composées de peupleraies mais aussi de boisements naturels humides (aulnaies-saulaies). Les surfaces en eau en période estivale représentent une part relativement importante (5,5 %) de la superficie du marais et correspondent à des plans d'eau ou d'anciens sites d'extractions de matériaux. Enfin, les cultures céréalières occupent 7 % de la superficie du marais privé. La densité du réseau bocager y est moyenne (60 ml/ha). Le réseau hydrographique y est dense (95 ml/ha) et permet de drainer le marais. Ces fossés, en cas d'absence prolongé de curage, peuvent présenter une végétation hélophytique (Phalaridaie, Glycéraie, Phragmitaie).



a



b

Figure 3.4 – Variabilité intra-annuelle des surfaces en eau sur le marais de Sougéal en 2010 : (a) prairie inondée en mars ; (b) prairie pâturée en septembre. Crédit : S. Rapinel

– Les marais de Boucey et d'Aucey

Situés sur la rive droite du Couesnon, les marais communaux d'Aucey et Boucey ont fait l'objet en 1809 d'un projet d'assèchement des marais associé à un découpage parcellaire. Le mode de gestion est aujourd'hui resté le même : les parcelles du marais de Boucey sont entourées d'un réseau bocager et destinées à la fauche alors que les parcelles du marais d'Aucey sont dépourvues de bocage et plutôt destinées à la pâture. Bien que situés à des altitudes très basses, ces marais sont rarement inondés en raison du drainage géré par le Syndicat d'Aménagement de la basse vallée du Couesnon.

Ces deux marais sont constitués à plus de 75 % par des surfaces herbacées basses. En raison du système de drainage important et malgré certains secteurs de faible altitude (5,8 – 8,5m NGF), seulement 1 % des surfaces herbacées basses sont de type hygrophile, 59 % sont des prairies méso-hygrophiles et 15 % des prairies mésophiles. Sur les secteurs mésophiles gérés par la fauche, les relevés phyto-sociologiques ont permis de révéler la présence de formation appartenant à la classe *Arrhenatheretea elatioris* qui constitue un habitat déclaré d'intérêt communautaire au titre de la directive habitat. Les surfaces herbacées hautes représentent plus de 10 % de la superficie totale des marais d'Aucey-Boucey et sont situées principalement dans la dépression centrale et autour des plans d'eau. Elles sont essentiellement composées de roselières. Les surfaces boisées ne représentent que 2,5 % de la superficie des marais et sont composées de boisements naturelles mais aussi de quelques plantations. Les surfaces en eau ne représentent que 1,5 % de la superficie totale du marais et correspondent à d'anciens sites d'extractions. Ces plans d'eau présentent des berges abruptes et sont entourés par des ceintures de roselières ou de saulaies. Les cultures représentent plus de 9 % de la surface totale des marais. Elles sont localisées sur l'extrémité nord, la plus élevée et correspond au début des polders. Sur le marais d'Aucey, la densité bocagère est moyenne (78 ml/ha) alors qu'elle est très élevée sur le marais de Boucey (178 ml/ha). Sur les marais d'Aucey-Boucey, la densité du réseau hydrographique y est très forte (190 ml/ha). Les inventaires phytosociologiques ont permis d'identifier et caractériser des communautés végétales diversifiées. Dans les fossés non entretenus des secteurs hygrophiles eutrophes se développent des groupements à grandes hélophytes (Phalaridion). Au sein des petits fossés peu profonds (<20 cm), fauchés et souvent déconnectés du réseau principal, sont observées des communautés du *Bromion racemosi*, *Potentillion anserinae* et *Oenanthion fistulosae* probablement structurées selon les durées d'inondations. Les grands canaux présentent une

végétation aquatique de type hydrophyte flottante (*Callitriche sp.* et Characées). Ainsi les configurations morphologiques et les pratiques de gestion diverses du réseau hydrographique favorisent l'émergence d'une biodiversité à l'échelle des marais d'Aucey-Boucey.

– Le marais du Mesnil

Le marais du Mesnil est localisé sur la rive gauche du Couesnon. Au début du XIX, ce marais est privé et géré en indivis par 90 propriétaires. La partie normande est asséchée et divisée en plusieurs parcelles alors que la partie bretonne ne subit pas d'aménagement. En 1865, les propriétaires de la partie bretonne créés une association syndicale pour assurer l'entretien hydraulique du marais. Depuis 1988 cette association est gérée par la commune de Pleine-Fougères. Aujourd'hui, la partie ouest du marais, bretonne, est un marais privé indivis, gérée par la commune de Pleine-Fougères et destinée au pâturage. Tout comme le marais de Sougéal, ce site a connu des aménagements dans les années 70 afin de drainer les parcelles pour permettre un pâturage continu. Mais la commune a souhaité redonner un caractère humide à ce marais en créant une mare maintenue en eau par une vanne (Dellinger, 2004). La partie à l'est du marais, normande, est privée, asséchée et principalement cultivée. Seule une parcelle est maintenue en eau pour la chasse (tonne de chasse ou gabion).



Figure 3.5 – Marais du Mesnil en hiver, partie communale : la présence de glycérie flottante en association avec la renoncule est caractéristique d'un système amphibie mésotrophe. Crédit : M. Barnley

Le marais du Mesnil est composé à 70 % de surfaces herbacées basses. Tout comme le marais communal de Sougéal, le maintien de conditions humides a permis la présence d'un habitat plus humide et diversifié. Une végétation composée de glycéries flottante (*Glyceria fluitans)* en association avec la renoncule (*Ranunculus peltatus*) s'est développée dans les parties les plus basses et humides du marais (Figure 3.5). Les surfaces herbacées hautes représentent un peu plus de 4 % du marais et sont composées de roselières. Le marais du Mesnil est peu boisé (2 % de la surface totale). Les boisements naturels et les plantations sont situés dans la partie nord du marais, soumise à un abandon. Les surfaces en eau ne représente que 2 % du marais et sont constituées d'une mare dans la partie communale et de plusieurs plans d'eau dans la partie privée, dont un destiné à la chasse aux oiseaux d'eau. Les surfaces cultivées représentent une part importante du marais (20 %) et sont toutes localisées sur la partie privée, au nord est du marais, qui marque le début des polders. Sur le marais du Mesnil, la densité bocagère est moyenne (65 ml/ha). Le réseau hydrographique présente une densité forte (150 ml/ha) et est particulièrement développé sur la partie privée à l'est du marais. Sur cette partie, le réseau, régulièrement entretenu

et curé afin de permettre la culture céréalière, ne présente pas de communauté végétale hydrophyte.

– Le marais de la Folie

Le marais de la Folie est situé sur la rive droite du Couesnon en amont de la zone d'étude. Jusqu'au milieu du XVIIIème siècle, c'est un terrain marécageux avec un plan d'eau en son centre nommé le « lac de la fontaine ». Puis en 1747, le marais est asséché pour y implanter des prairies de fauche. Jusqu'au début du XXème siècle, c'est un espace de fauche et de pâture (Canard *et al.*, 2003). Puis, une partie du marais a été transformée en bassin de décantation pour recueillir les effluents d'une cidrerie-distillerie. Abandonné en 1992, le bassin s'est progressivement renaturalisé avec une végétation composée de roselières et de saulaies (Figure 3.6). Il attire aujourd'hui de nombreux oiseaux d'eau et est géré par une association de chasse qui assure l'entretien des digues et des systèmes de vannage. L'autre partie du marais est composée de prairies de fauche et de cultures.

Le marais de la Folie est composé pour moitié de surfaces herbacées basses mésohygrophiles. Les surfaces herbacées hautes représentent une part importante du marais (17 %) et sont principalement situées sur l'ancien bassin de décantation. Plusieurs types de communautés végétales y sont présentes comme les roselières (*Typha latifolia, Phragmites australis, Glyceria maxima et Phalaris arundinacea*) mais aussi les méga-phorbaies dont certaines sont déclarées d'intérêt communautaire. Les surfaces boisées représentent 20 % du marais et sont constituées pour moitié de peupleraies et pour autre moitié de friches arborées humides. Les plantations sont souvent associées à des strates herbacées hautes. La présence du bassin de décantation permet le maintien d'une part importante d'eau libre (9 % de la superficie totale du marais). Les surfaces cultivées représentent 18 % du marais et sont situées sur les parties les plus élevées. La densité bocagère y est moyenne (57 ml/ha). La densité du réseau hydrographique y est faible (50 ml/ha, dont 20 constitués de cours d'eau tributaires au Couesnon). Certains canaux situés à proximité de la digue du bassin de décantation présentent un développement important de végétation aquatique flottante du genre *Lemna*.



Figure 3.6 – Marais de la Folie en décembre 2010 : au premier plan, enfrichement par les saules ; en arrière plan, Phragmites. Crédit : S.Rapinel

– Les zones humides tributaires

Des zones humides de bas fonds associées aux tributaires du Couesnon sont présentes sur l'ensemble de la ZAA. Elles représentent une superficie de 500 ha, soit l'équivalent de la moitié de la superficie totale des marais du bas Couesnon. Ces milieux ne présentent pas d'intérêt patrimonial particulier et sont occupés par des prairies, des peupleraies ou sont laissées à

l'abandon avec absence d'entretien des fossés, saturation en eau des sols et fermeture des milieux par les saules (Figure 3.7).Ces zones humides dites « ordinaires » n'ont pas fait l'objet de diagnostique écologique récent mais sont prises en compte dans nos recherches. Elles assurent un rôle de continuité écologique au sein du paysage agraire. S'ils ne semblent pas présenter d'intérêt patrimonial particulier, ces milieux peuvent toutefois présenter un intérêt fort pour les fonctions hydrologiques, biogéochimiques ou d'habitats.



Figure 3.7 – Zone humide tributaire de bas-fond en mars 2012 : enfrichement par les saules ; petites roselières et surfaces en eau. Crédit : S. Rapinel

3.1.3. L'enjeu du maintien de la biodiversité

Les zones humides du bassin versant du Couesnon ont fait l'objet d'un inventaire en 2009 dans le cadre du SAGE Couesnon. Cet inventaire concerne et protège l'ensemble des zones humides du bassin-versant, patrimoniales comme ordinaires. De par la richesse de leur faune et flore (Figure 3.8), les marais du bas Couesnon bénéficient également de nombreuses mesures de protection. Ainsi, grâce à leur proximité avec la Baie du Mont-Saint-Michel, ils sont considérés comme des zones humides d'importance internationale (Ramsar).

De plus, les marais du bas Couesnon sont reconnus comme un site de nichage ou de repos pour les oiseaux migrateurs (Lanoé, 2008; Beaufils et Morel, 2008). Cette situation explique le classement des marais en secteur ZICO, ZPS et ZNIEFF. Une espèce végétale remarquable, le flûteau nageant ou *Luronium natans*, justifie le classement du marais de Sougéal en ZSC (Zone Spéciale de Conservation) et Espace Remarquable de Bretagne, le tout intégré au sein du réseau Natura 2000.

Le marais de Sougéal communal possède un habitat intéressant pour l'alimentation des anatidés. La structure paysagère « ouverte », la présence d'une mare permanente de 3 ha avec des berges en pente douce et une végétation aquatique de surface de type *Glyceria fluitans* en font un site très favorable pour les oiseaux d'eau. Ce site offre une halte migratoire (alimentation et repos) pour les oiseaux migrateurs, avec parfois plus de 600 individus. La petite roselière à l'ouest du marais représente un site potentiel de nidification très intéressant. Cependant, en période post-migratoire, la diminution de la surface en eau de la mare limite la capacité d'accueil des oiseaux d'eau. La présence de haie en bordure du marais en fait également un site très intéressant pour les passereaux qui peuvent transiter facilement entre leurs sites de nidification (haie) et d'alimentation (prairie humide). Ce marais est également un lieu propice à la reproduction du brochet (Bellanger, 2010).



a b c d

Figure 3.8 – La biodiversité du marais de Sougéal : (a) comptage de brochetons à la fin du printemps ; (b) brocheton né dans le marais ; (c) nichage d'oiseaux d'eau ; (d) flûteau nageant *(crédits photos : Communauté de Communes de la Baie du Mont Saint Michel)*

Malgré la gestion et le suivi fait par les différents acteurs, le marais de Sougéal est face à différents enjeux écologiques. Le premier concerne le développement envahissant de la canche cespiteuse (*Deschampsia Cespitosa*). Peu appétante et donc peu broutée, cette plante a un comportement envahissant (Figure 3.9). En se développant, elle diminue la valeur du marais pour le pâturage notamment. Des actions ponctuelles de gyro-broyages ont été menées en 2008 afin de tenter de limiter sa progression mais sans efficacité. Le second enjeu concerne la conservation d'une gestion hydraulique favorable et de tendre vers une gestion fine des niveaux d'eau. En 2011, l'allongement de la durée d'inondation de la partie sud du marais communal jusqu'au 15 juin (au lieu du 15 avril) permettrait de favoriser la nidification de certaines espèces d'oiseaux d'eau comme la sarcelle d'été, le canard chipeau et la foulque macroule. La présence d'eau autour des nids semble limiter la prédation des œufs. Le troisième enjeu concerne le maintien d'une activité agro-pastorale afin de maintenir une végétation rase et parfois d'intérêt communautaire. Le dernier enjeu concerne l'acquisition par la communauté de commune d'une roselière afin d'y mener des plans de gestion et d'entretien. En plus des enjeux écologiques, les gestionnaires du marais de Sougéal souhaite promouvoir : la connaissance scientifique du site par la collaboration avec les unités de recherche ; l'accueil du public avec le développement de sentiers de randonnée ou de journées de sensibilisation aux fonctions du marais auprès des scolaires (Bellanger, 2010).



Figure 3.9 – Situation de l'envahissement de la partie sud du marais communal de Sougéal par la canche cespiteuse (*Deschampsia Cespitosa*) en janvier 2010. Crédit : M. Barnley

La partie privée du marais de Sougéal présente un caractère méso-hygrophile, du à son réseau de drainage, qui n'est pas très favorable à l'alimentation des oiseaux d'eau. La présence de quelques mégaphorbiaies est intéressante mais leur juxtaposition à des parcelles cultivées rend leur intérêt limité vis-à-vis des oiseaux d'eau en période d'activité agricole. Quelques plans d'eau, utilisés pour la chasse, présentent un potentiel intéressant pour l'alimentation, le repos et la reproduction des oiseaux d'eau. La structure du maillage bocager, moyennement dense et homogènement réparti, est intéressante pour les passereaux. Le marais privé de Sougéal présente deux enjeux majeur : la poursuite du remplacement des cultures en prairies et la restauration des roselières en cours de boisement.

Le marais de Boucey présente un habitat diversifié en lien avec le réseau de fossé mais aussi avec la densité du réseau de haies. Celui-ci présente une structure variée (arbre et arbuste) avec de nombreuses espèces dont certains arbres fructifères (aubépine, prunellier, sureau, noisetier) exploités par l'avifaune et les mammifères. Le marais de Boucey a un fort potentiel vis-à-vis de l'habitat des oiseaux de bocage. Les enjeux de ce marais concernent donc la conservation du réseau bocager mais aussi du maintien d'une activité de fauche des prairies. De plus, il pourrait être intéressant de remplacer la zone cultivée au nord du marais par des prairies (partie privée).

Le marais d'Aucey présente un caractère ouvert et plus humide que celui de Boucey. La présence de quelques roselières basses et de plan d'eau entourés de ceinture de végétation font de ce marais un site favorable pour la nidification des canards. Un des enjeux du marais d'Aucey est le maintien des roselières qui sont actuellement en cours de boisement. De plus, ce marais est situé en zone de dépression et présente une configuration topographique favorable afin de restaurer un caractère plus humide. Mais le réseau de drainage actuel permet d'évacuer rapidement l'eau.

La partie communale du marais du Mesnil présente une grande prairie entourée d'une haie de ceinture, ce qui en fait un habitat propice aux passereaux. La présence d'un ouvrage qui maintien un niveau d'eau dans le marais jusqu'au printemps et la présence d'une végétation herbacée assez haute (du fait de la faible pression de pâturage) permettent le nichage des anatidés et la nidification des oiseaux d'eau. Les enjeux de ce marais concernent le maintien d'une activité agricole extensive pour laisser une végétation rase et la mise en place d'une gestion du niveau d'eau dans le marais pour favoriser l'habitat des oiseaux d'eau.

La partie privée du marais du Mesnil présente un intérêt pour l'habitat des passereaux malgré les cultures grâce à un réseau de haies connectées. Un plan d'eau offre un habitat potentiel pour les oiseaux d'eau, hors période de chasse. Les enjeux du marais privé du Mesnil sont : l'entretien des roselières actuellement en cours d'enfrichement et le remplacement des cultures par des prairies.

La partie sud du marais de la Folie est composée d'un plan d'eau d'une vingtaine d'hectares. Au sud de ce plan d'eau, les saules et roselières forment un habitat favorable à la nidification des canards. Au nord du plan d'eau, une roselière offre un site de repos et d'alimentation et probablement de nidification pour les canards. La partie nord du marais de la Folie est à l'abandon. Elle est composée de petites roselières en cours de boisement par les saules. Ce marais constitue un habitat unique dans la basse vallée du Couesnon mais son assèchement en été (Figure 3.10), du à un bilan hydrique négatif, limite son rôle d'accueil de l'avifaune (Beaufils, 2001). Un entretien des ouvrages hydraulique et une gestion du marais par les différents acteurs permettraient de maintenir un niveau d'eau toute l'année et ainsi favoriser un habitat pour les migrateurs post-nuptiaux. Ce marais fait actuellement l'objet d'un projet d'acquisition par le Conseil Général d'Ille et Vilaine dans le cadre de la politique des Espaces Naturels Sensibles. L'ensemble des marais privés du bas Couesnon est en zone de préemption par le Conseil Général d'Ille et Vilaine.



Figure 3.10 – Marais de la Folie à sec, juin 2011. Crédit P. Chevassu

Les zones humides tributaires de bas-fonds n'ont actuellement pas fait l'objet de diagnostic écologique récent. Elles sont pour la plupart en cours d'enfrichement et présentent un caractère humide du fait de l'abandon de l'entretien des fossés. Mais certaines d'entres elles sont dégradées, drainée et mise en cultures et particulier dans la partie nord de la ZAA. Les zones humides de bas-fonds sont associées au cours d'eau tributaires du Couesnon forment des corridors écologiques. Les relevés piscicoles des cours d'eau révèlent la présence de truite fario, espèce indicatrice de bonne qualité des eaux. Un des enjeux est la protection des zones humides vis-à-vis de la mise en culture, mais aussi le défrichement et le retour d'une agriculture extensive afin de mettre un place des habitats « ouverts ».

3.1.4. La Zone Atelier Armorique : un réseau de recherches pluridisciplinaires

La Zone Atelier Armorique fait l'objet de recherches pluridisciplinaires sur les relations entre la société et l'environnement. Les recherches, orientées vers l'aide à l'action publique, portent principalement sur les effets des changements paysagers et climatiques sur la biodiversité et les flux abiotiques dans les systèmes agricoles. La Zone Atelier Armorique appartient au réseau national des Zones Ateliers de l'INstitut Ecologie et Environnement (INEE) du CNRS depuis

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

1993 ainsi qu'aux réseaux européens LTER-Europe (European Long-Term Ecosystem Research network) et internationaux ILTER (International Long Term Ecological Research), sites de recherche à long terme en écologie du paysage (Lévêque *et al.*, 2000). Les recherches effectuées sur le site de Pleine-Fougères sont donc menées de façon pluridisciplinaires, en associant écologues, géographes, agronomes, hydrologues, géochimistes, archéologues, sociologues, psychologues. La Zone Atelier Armorique 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 (Houet *et al.*, 2010), le réseau de haies et son évolution (Vannier et Hubert-Moy, 2010), la gestion des bordures de champs (Delattre *et al.*, 2010), les stratégies d'utilisation des terres, la biodiversité (Clémence Vannier *et al.*, 2011; Fahrig *et al.*, 2011), le suivi de l'eau en termes de quantité (Marechal *et al.*, 2012) et qualité (Clément *et al.*, 2003)…. Il s'agit d'une ressource fondamentale, un véritable support de recherches pluridisciplinaires. Des débats et des rencontres de sensibilisation aux processus environnementaux sont régulièrement organisés entre les chercheurs, les agriculteurs et les scolaires sur ce site.

3.2. Le bassin versant de la Lizonne : le soutien aux étiages, un enjeu majeur

3.2.1. Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant de la Lizonne est situé au sud-ouest de la France. Il s'agit d'un sous bassin-versant de la l'Isle-Dronne, qui lui-même est un sous bassin-versant de la Dordogne (Figure 3.1). D'une superficie de 650 km², il s'étend sur les régions Aquitaine et Poitou-Charentes, plus précisément à cheval entre les départements de la Dordogne et de la Charente. Le climat y est de type océanique dégradé avec des hivers doux, des étés chauds et un cumul annuel de précipitation compris entre 800 et 1 000 mm/an. Les amplitudes thermiques inter-mensuelles sont fortes (Lemoine 2009). Le bassin de la Lizonne possède une grande variabilité géologique (Servant, 1970). Certains secteurs du bassin-versant sont soumis à des pressions agricoles très fortes. De nombreux affluents sont surexploités par l'irrigation en grande partie pour la culture du maïs et se trouvent régulièrement mis à sec. De plus, les aménagements agricoles ont très largement fragilisé les systèmes hydrographiques en détruisant une bonne partie des zones humides de fonds de vallées.

L'hétérogénéité géologique du bassin-versant combinée à l'hétérogénéité de la pression d'irrigation permet de distinguer trois types de sous bassins (Figure 3.11) et Tableau 3.2 : la Lizonne amont et la Belle où l'étiage naturel est modéré et peu exploité par l'agriculture; le Voultron, la Pude et la Lizonne dans son ensemble où l'étiage naturel est intense et exploité intensivement par l'agriculture ; la Sauvanie où l'étiage naturel est modéré et exploité intensivement.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

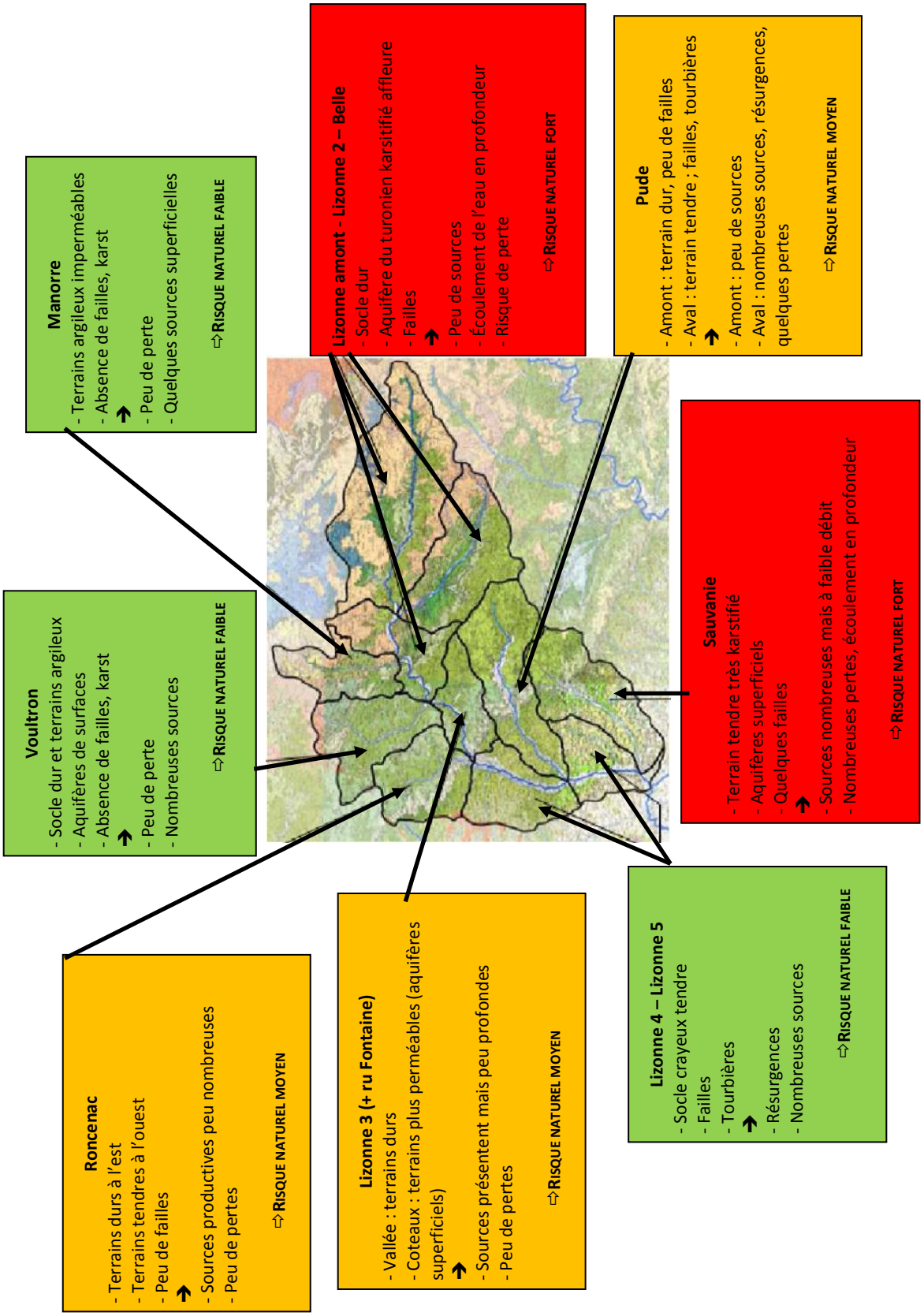


Figure 3.11 – Carte des risques à l'étiage en fonction du contexte géologique des sous bassin-versants de la Lizonne (*in* Lemoine, 2009).

Tableau 3.2 – Ratio d'irrigation des principaux bassins-versants de la Lizonne. Source Lemoine, 2009

Sous bassin-versant	Surface (ha)	Surface irriguée (ha)	Ration d'irrigation (%)
Lizonne	63 400	3 675	05,8
Belle	7 225	88	01,2
Sauvanie	6 400	399	06,2
Voultron	5 349	465	08,7
Pude	7 300	843	12,0

En termes de réseau hydrographique, à l'échelle du bassin-versant, la densité de drainage, qui est croissante selon un gradient nord/sud, peut s'expliquer par la géologie (le substratum serait moins perméable en aval du bassin ce qui provoquerait plus d'écoulement de surface et formerait un réseau plus dense) et par les aménagements effectués pour augmenter la vitesse de ressuyage des sols (Clément *et al.*, 2011). Au niveau du paysage, l'action anthropique est visible sous quatre formes : le recalibrage du lit de différents cours d'eau (Figure 3.12, a), le drainage souterrain dans les parcelles de maïs principalement (Figure 3.12, b), la création de biefs de dérivation pour l'alimentation des moulins (Figure 3.12, c) et le drainage superficiel par la création de fossés (Figure 3.12, d). Ces quatre types d'aménagements peuvent contribuer à détériorer les fonctions des zones humides notamment hydrologiques.

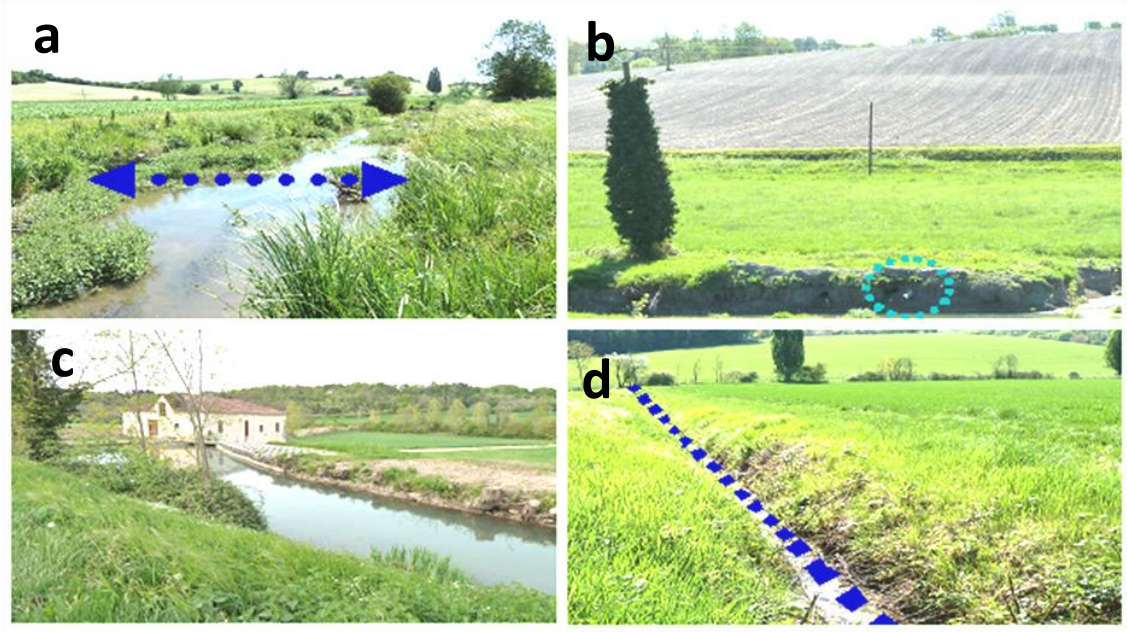


Figure 3.12 – Les principaux aménagements modifiant la morphologie du réseau hydrographique de la Lizonne : (a) recalibrage de cours d'eau ; (b) drainage souterrain de parcelles de maïs ; (c) bief de dérivation pour l'alimentation des moulins ; (d) création de fossés. Crédits : J. Fénéon

3.2.2. Des étiages sévères

Le bassin versant de la Lizonne est caractérisé par des étiages estivaux sévères (SOCAMA Ingénieurie, 1998; Lemoine, 2009) liés aux exigences de l'agriculture intensive. Ce mode de gestion agricole nécessite à la fois un drainage des sols et une irrigation importante. EPIDOR a fixé des Débits Objectif Étiage (DOE) qui conditionnent la restriction de prélèvement. Depuis

1986, il apparait que les jours de dépassement des DOE aient été particulièrement importants sur les périodes 1989-1991, 1996-1998 et 2003-2006 (Figure 3.13).

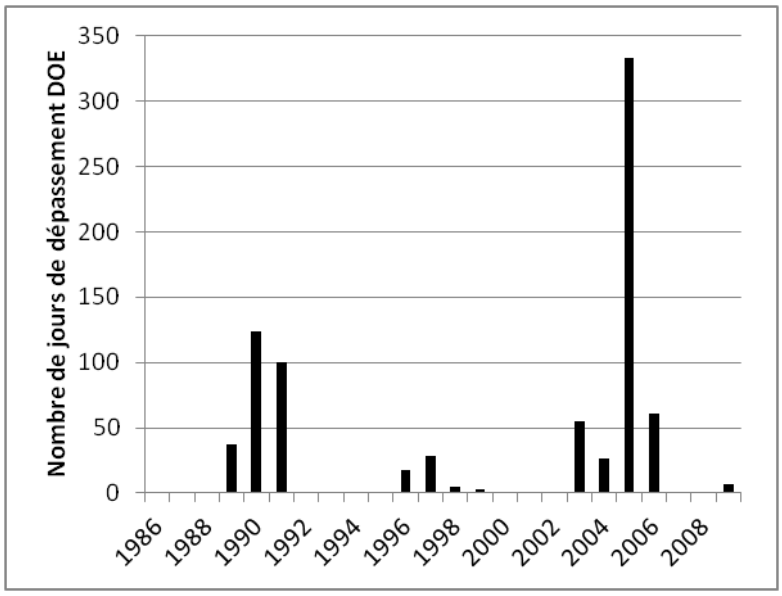


Figure 3.13 – Évolution du nombre de jours annuels de dépassement du Débit Objectif Étiage sur le bassin-versant de la Lizonne entre 1986 et 2009 (*Source : EPIDOR*)

Aujourd'hui, ces pratiques agricoles entrainent une forte pression sur les zones humides (Figure 3.15). Celles-ci sont drainées et les cours d'eau recalibrés. Actuellement, les zones humides, qui représentent environ 9% de la surface totale du bassin versant, sont protégées surtout à l'amont du bassin versant qui est inclus dans le périmètre du Parc Naturel Régional (PNR) du Périgord-Limousin. De plus, la partie amont de la vallée de la Lizonne est intégrée dans l'inventaire Natura 2000 en raison de la présence d'espèces menacées comme le vison d'Europe, l'écrevisse à pattes blanches, la bouvière, le toxostome ou le fadet des laîches. Enfin, le bassin versant de la Lizonne possède des tourbières classées ZNIEFF. Une cartographie de l'ensemble des Zones à Dominante Humide (ZDH) a été effectuée en 2009 à la demande d'EPIDOR afin de fournir un document de porté à connaissance aux élus locaux (Figure 3.14). Il s'agit d'une approche descriptive de ces zones, qui reprend une méthode déjà mise en œuvre pour l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (I-MAGE CONSULT, 2006). L'intérêt de cette méthode, c'est qu'au-delà des zones humides à fort intérêt patrimonial, elle permet de repérer l'ensemble des autres zones parfois qualifiées d'ordinaires, mais qui peuvent présenter un fort potentiel vis-à-vis d'autres fonctions, notamment de la ressource en eau. Le travail consiste dans un premier temps à réaliser un masque discriminant les zones humides potentielles et les zones présumées non humides, à l'aide de diverses couches géographiques disponibles. Les zones présumées humides sont ensuite interprétées à partir notamment d'orthophotoplans, d'images satellitales (de type Landsat ETM+), de fonds topographiques et de cartes géologiques. Cette étape s'appuie sur des clés d'interprétation établies suite à des travaux de terrain. On en déduit l'occupation du sol, au niveau des zones humides, avec une typologie proche des typologies Corine Land Cover et EUNIS. La méthode utilisée combine donc traitements analogiques (PIAO : photo-interprétation assistée par ordinateur), traitements numériques (Image Satellite, données altimétriques (MNT), données thématiques,…), et relevés de terrain (clés d'interprétation et de validation). Son échelle de validité est le 1/50 000ème. Elle a l'avantage de donner des résultats très fiables et homogènes pour un budget relativement abordable.

Les ZDH sont majoritairement composées de terres arables (47,6 % de la surface totale), signe de dégradation par le drainage. Ces observations sont particulièrement prononcées sur la vallée de la Pude (Figure 3.15). Les prairies humides et les boisements à forte naturalité représentent respectivement 28,1 et 13,9 % de la superficie totale des ZDH et sont essentiellement localisées sur la partie amont du bassin-versant de la Lizonne. Les boisements artificiels (2,3 % de la surface totale), correspondant à des peupleraies, sont localisés sur les parties intermédiaires et aval de la Lizonne. Les tourbières représentent 1 % de la surface totale et sont localisées sur les sites de Vendoire (sous bassin de la Sauvanie) et Vertillac (Lizonne intermédiaire).

L'élaboration actuelle du SAGE Isle-Dronne semble fédérer les différents gestionnaires des zones humides que sont EPIDOR, le PNR Périgord-Limousin, le Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique et les associations de protection de la nature.

EPIDOR est l'Établissement Public Territorial du Bassin (EPTB) de la Dordogne. Son action relève d'une mission d'intérêt général : agir pour une gestion durable de l'eau, des rivières et des milieux aquatiques.

Il a été reconnu par arrêté du préfet coordonnateur du bassin Adour Garonne en novembre 2006. EPIDOR est membre fondateur de l'association française des EPTB.

L'objectif principal d'EPIDOR est de formuler des stratégies appropriées aux problèmes du bassin versant de la Dordogne et à les mettre rapidement en œuvre en respectant quatre principes :

- Concevoir l'action à l'échelle du bassin versant
- Clarifier les responsabilités et les compétences des différents acteurs dans le respect du principe de subsidiarité
- Mettre en cohérence la politique de l'eau et les autres politiques menées sur les bassins versants (agriculture, urbanisation, industrie)
- Trouver les moyens nécessaires pour mettre en œuvre des politiques ambitieuses sur le bassin versant de la Dordogne.

EPIDOR est organisé en sept grandes missions complémentaires :

- Stratégie et administration générale
- Qualité des eaux
- Quantité d'eau et dynamique fluviale
- Poissons migrateurs et milieux naturels
- Gestion écologique des cours d'eau
- Observatoire de bassin
- Gestion intégrée : schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), plan de gestion d'étiage (PGE), contrats de rivière

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

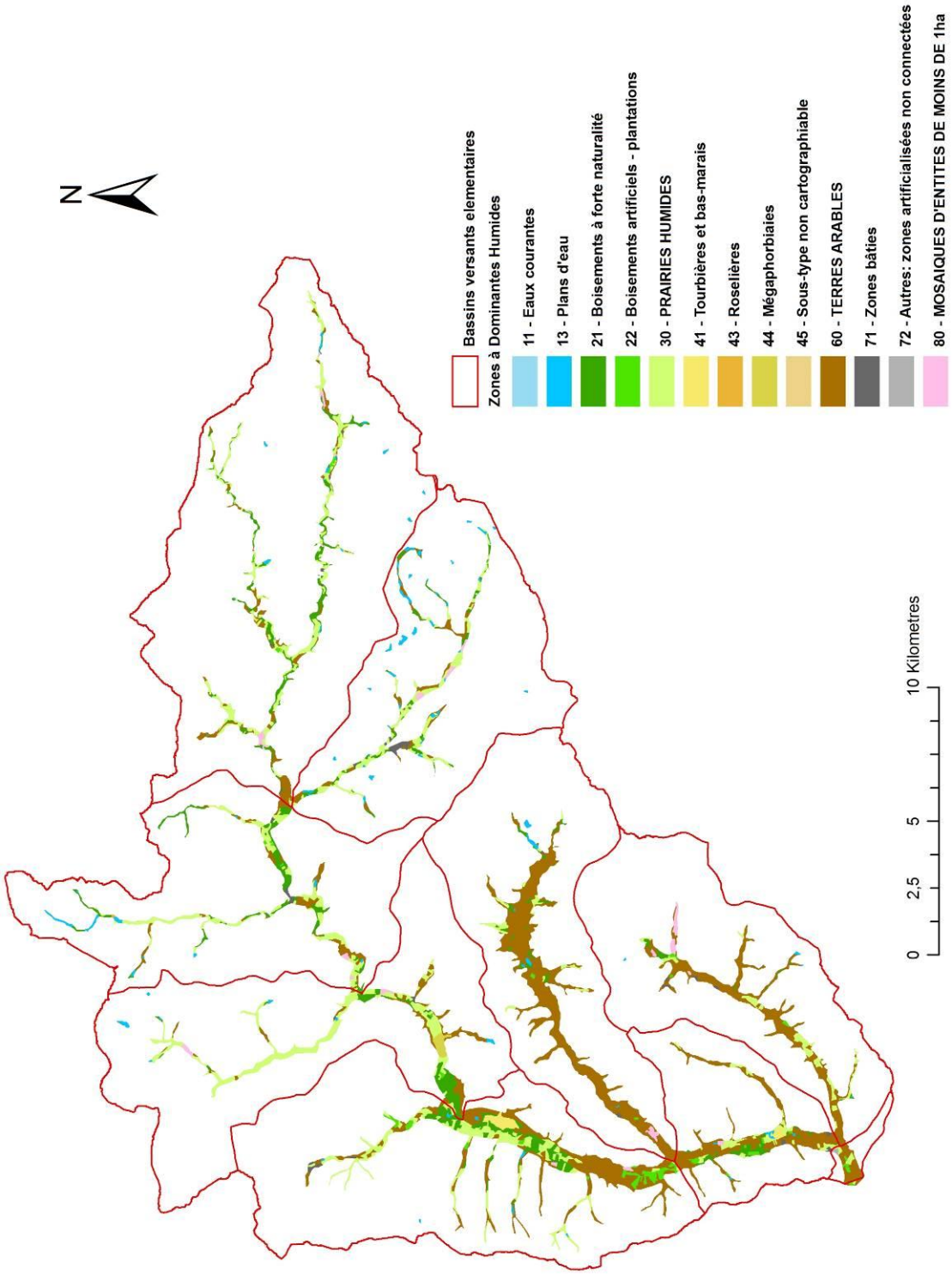


Figure 3.14 – Carte des Zones à Dominante Humide du basin-versant de la Lizonne. Source : EPIDOR



Figure 3.15 – Zone humide dégradée et cours d'eau recalibré sur la vallée de la Pude. Crédit : EPIDOR

Les gestionnaires souhaitent limiter les étiages et préserver la ressource en eau du bassin versant. Parmi les réflexions envisagées, EPIDOR a souhaité évaluer le rôle des zones humides et du réseau de drainage dans le fonctionnement hydrologique du bassin, plus particulièrement pour sa fonction de soutien à l'étiage.

3.2.3. Le programme INTERREG WAT



Figure 3.16 – Localisation des sept bassins-versants retenus pour le projet WAT. Source : http://www.waterandterritories.eu/portail/page/projet/9-un-projet-de-territoires.html

Le programme de coopération territoriale européenne INTERREG IV B Espace Sud-Ouest Européen a pour objectif de contribuer à une réflexion générale sur la vulnérabilité et les usages durables de la ressource en eau. Ce programme est constitué de vingt-huit projets dont le projet « Water and Territories » » (WAT). WAT a été lancé en avril 2009 afin de mutualiser des connaissances en matière de gestion durable de la ressource en eau et de son lien avec

l'aménagement du territoire. Pour répondre à cet objectif, huit collectivités de trois pays différents (Espagne, France et Portugal) ont été retenues, ce qui représente sept bassins-versants (Figure 3.16). Un des trois sites d'étude français retenus dans le cadre de ce programme est le bassin versant de la Lizonne, qui relève de l'Établissement Public Territorial du Bassin de la DORdogne (EPIDOR).

L'étude sur le site de la Lizonne a été réalisée par le laboratoire COSTEL UMR CNRS 6554 LETG (Climat et Occupation du Sol par TELédétection) l'UMR CNRS ECOBIO 6553 et l'UMR INRA SAS (Sol Agro et hydrosystème Spatialisation) 1069. Elle comporte trois phases : La première correspond à la cartographie du bassin-versant de la Lizonne, du réseau hydrographique et des zones humides. La seconde traite de l'évaluation de l'état fonctionnel des zones humides en relation avec les usages des sols et les aménagements réalisés sur le bassin-versant à partir d'une approche spatiale intégrée. Enfin la troisième phase étudie l'hydrologie à l'échelle du bassin-versant de la Lizonne et de ses principaux affluents. Cette thèse s'inscrit dans les phases 1 et 2 de l'étude.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 3 :

Nos recherches sont menées sur deux sites de l'ouest de la France aux caractéristiques différentes. Le site de la ZAA (110 km²) présente un substrat imperméable, un réseau hydrographique dense et une agriculture orientée vers l'élevage avec des zones humides globalement pâturées. A l'inverse, le secteur du bassin versant de la Lizonne (650 km²) est globalement caractérisé par des températures estivales plus élevées, un substrat perméable, un réseau hydrographique lâche et une agriculture céréalière intensive qui ne tient pas compte des zones humides. Sur le secteur des bas marais du Couesnon, le principal enjeu est le maintien de la biodiversité qui passe par une meilleure gestion hydraulique des zones humides. Pour cela, une meilleure compréhension de leur fonctionnement sur l'ensemble du site est nécessaire. Le bassin versant de la Lizonne est quant à lui soumis à des étiages estivaux sévères. Dans ce contexte, les recherches menées dans le cadre du programme européen INTERREG-WAT visent à évaluer le rôle des zones humides dans le fonctionnement hydrologique du bassin-versant pour maintenir une ressource en eau suffisante pour les écosystèmes en place et les usages de l'eau.

Nos travaux sur l'évaluation fonctionnelle des zones humides visent à élaborer une méthodologie robuste permettant de spatialiser les fonctions des zones humides à l'échelle de bassins-versants. Ainsi, cette méthodologie doit pouvoir s'appliquer à des sites s'inscrivant dans des contextes géographiques contrastés et répondre à des enjeux différents.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

L'analyse de l'état de l'art effectué dans cette première partie a permis de définir les zones humides d'un point de vue fonctionnel, et de de présenter l'enjeu de la spatialisation de leurs fonctions.

Parmi la multitude de définitions existantes sur les zones humides, nous avons choisi de retenir la définition élaborée dans le cadre du programme de recherche européen EVALUWET : *« Les zones humides sont des écosystèmes variés dont les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques résultent de différentes sources et modalités spécifiques liées aux inondations et/ou à la saturation en eau et à leur périodicité. Elles se développent dans un large éventail de paysages, à compter d'une profondeur (hauteur) d'eau permanente ou temporaire inférieure à 2 m. Elles présentent des substrats et des sols hydromorphes et des biocénoses adaptées à l'inondation et/ou la saturation en eau et aux conditions d'anaérobiose associées »* (Maltby, 2009). Contrairement aux autres définitions, celle-ci définit les zones humides non seulement par rapport à des critères d'état que sont la présence d'eau, de sol hydromorphes et d'une végétation hygrophile, mais aussi par rapport à des fonctions liées à l'hydrodynamique du système. En ce sens, elle nous est apparue adaptée à l'évaluation des zones humides d'un point de vue fonctionnel.

La spatialisation des fonctions des zones humides peut s'effectuer selon différentes typologies. Parmi les typologies fonctionnelles existantes, l'approche FAP (Functional Assessment Procedure) nous est apparue intéressante à retenir, car la complexité des zones humides est traitée avec cette approche à travers l'identification de fonctions distinctes pour chaque unité hydrogéomorphologique ou HGMU HydroGeoMorphic Units, surface caractérisée par trois critères associés, la géomorphologie, la végétation et le sol (Maltby, 1994 ; Clément *et al.*, 1996). Toutefois, cette approche, n'a, jusqu'à présent, été appliquée que sur des sites de taille restreinte, ne dépassant pas quelques hectares. Nous cherchons donc à l'appliquer en utilisant des données de télédétection afin de mener une évaluation fonctionnelle de zones humides non sur un site de quelques hectares seulement mais sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant.

Les données de télédétection THRS offrent l'opportunité de spatialiser à des échelles fines les critères qui conditionnent (microtopographie, réseau hydrographique) ou qui témoignent (formations végétales, eau libre, sols) de l'hydrodynamique des zones humides. La microtopographie peut être spatialisée avec une précision centimétrique même sous couvert arboré grâce aux données LiDAR. Le réseau hydrographique, en particulier le réseau de fossés pourrait ainsi être identifié. Le suivi de la dynamique des surfaces en eau ou de l'humidité des sols peut être effectué à partir d'une série temporelle de données RADAR qui présentent l'avantage de ne pas être sensibles à la couverture nuageuse ou à l'éclairement solaire. Les formations végétales peuvent être cartographiées à partir de données THRS optiques multispectrales ou hyperspectrales. Par ailleurs, l'approche orientée-objet, largement utilisée aujourd'hui en traitement d'images pour des applications dans des domaines variés, apparaît adaptée pour traiter

les images THRS afin de caractériser les différents critères d'état révélateurs du fonctionnement des zones humides.

Nous avons choisi d'évaluer les fonctions des zones humides sur deux sites études qui sont concernés par des enjeux différents. La ZAA –site de Pleine Fougères- présente un fort enjeu de préservation de la biodiversité ornithologique, piscicole et végétale associée à sa proximité avec la Baie du Mont-Saint-Michel. Le second site, le bassin versant de la Lizonne, sous bassin de la Dordogne, est affecté par des étiages sévères récurrents se produisant dans un contexte d'agriculture céréalière intensive. L'enjeu majeur sur ce site est la restauration des fonctions hydrologiques des zones humides. L'approche que nous avons retenu permet *a priori* d'évaluer les principales fonctions des zones humides de ces deux sites, tant sur le plan hydrologique que biogéochimique ou écologique. Ainsi, la démarche d'évaluation fonctionnelle globale que nous avons mise en œuvre sur le site de la ZAA a été ensuite appliquée sur le site de la Lizonne afin d'évaluer son niveau de reproductibilité. Plusieurs types de données de télédétection permettent de dériver des indicateurs afin d'évaluer les fonctions des zones humides. Précisons que parmi celles-ci, nous avons choisi d'évaluer uniquement les images optiques THRS (multispectrales et LiDAR), encore peu étudiées pour cela. Nous n'avons pas évalué les images RADAR pour deux raisons : elles n'étaient disponibles que sur le site de la ZAA ; le traitement de ces données avait déjà été réalisé pour évaluer l'évolution de l'eau libre sur ce site (Maréchal et al., 2012). Nous nous sommes donc limités à nous appuyer sur les résultats de cette étude – et plus généralement de la littérature- pour estimer l'intérêt des images RADAR pour évaluer les fonctions des zones humides.

DEUXIÈME PARTIE

DÉLIMITATION ET CARACTÉRISATION DES ZONES HUMIDES PAR TÉLÉDÉTECTION

INTRODUCTION DE LA DEUXIÈME PARTIE

La seconde partie de ce manuscrit présente une étude des potentialités des données de télédétection THRS pour délimiter et caractériser de façon détaillée les zones humides des sites de la Zone Atelier Armorique et de la Lizonne de façon à pouvoir mener une évaluation des fonctions de ces zones humides sur l'ensemble de ces sites. L'analyse bibliographique des travaux scientifiques réalisée dans la partie précédente a montré la nécessité de caractériser et de cartographier la microtopographie, le réseau hydrographique et les formations végétales des zones humides pour évaluer leurs fonctions. Par ailleurs, des publications récentes ont montré le potentiel des données de télédétection THRS pour spatialiser ces caractéristiques du milieu sur des sites test de quelques ha présentant un paysage homogène.

L'objectif défini dans cette partie est d'évaluer : il s'agit d'une part d'évaluer les potentialités et les limites de plusieurs types de données de télédétection THRS pour caractériser la microtopographie, le réseau hydrographique et les formations végétales des zones humides. Nous cherchons aussi à comparer deux approches de traitement de données, la classification automatique et la photo-interprétation assistée par ordinateur, afin de savoir à quel point il est possible d'automatiser les traitements pour gagner en généricité.

Le chapitre 4 aborde la question de la délimitation des zones humides à travers l'analyse comparative du type de donnée utilisé (photographies aériennes anciennes et données LiDAR) d'une part, et de la méthode appliquée (photo-interprétation assistée par ordinateur ou traitement automatisé), d'autre part. Cette approche, appliquée sur le site de la ZAA, vise à déterminer le type de données le plus adapté et la méthode la plus robuste pour délimiter les zones humides potentielles et effectives. Le cinquième chapitre est centré sur l'évaluation comparative du potentiel des données de télédétection optiques THRS de type passif (images SPOT-5, Kompsat-2, Quickbird, BD ORTHO et BD ORTHO IRC) et de type actif (données LiDAR) pour l'identification et la caractérisation du réseau hydrographique. Les données sont traitées sur les sites de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne avec deux approches, l'approche orientée-objet et la photo-interprétation assistée par ordinateur, afin de définir la méthode la plus adaptée pour identifier de façon exhaustive et caractériser l'ensemble du réseau hydrographique inclus dans les zones humides.

Le sixième chapitre est consacré à la caractérisation fine des formations végétales des zones humides. Pour cela, des données optiques THRS de type passif acquises en été (BD ORTHO), en début d'automne (images SPOT-5 et KOMPSAT-2) et en hiver (image Quickbird) sont évaluées comparativement sur le site de la ZAA. L'évaluation des données LiDAR est également effectuée sur les sites de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne.

CHAPITRE 4 : LA DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES

Introduction *122*
4.1. Méthodologie *123*
4.1.1. Données et site d'étude 123
4.1.2. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données utilisées classiquement 126
4.1.3. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données LiDAR 128
4.1.3.1. Prétraitements 128
4.1.3.2. Traitements 130
4.1.4. Délimitation des zones humides effectives 131
4.1.5. Validation 132
4.2. Résultats *133*
4.2.1. Délimitation des zones humides potentielles 133
4.2.2. Délimitation et dynamique des zones humides effectives 142
4.3. Discussion *143*
Synthèse du CHAPITRE 4 : *146*

INTRODUCTION

L'évaluation fonctionnelle des zones humides nécessite au préalable de les délimiter sur l'ensemble d'un territoire à une échelle de précision qui dépend de l'objectif visé. Dans le cadre d'une démarche de porté à connaissance, une précision au 1/25 000ème est suffisante. En revanche, une délimitation à l'échelle intra-parcellaire est nécessaire dans le cadre d'une démarche opérationnelle de gestion et de conservation de ces milieux.

Parmi les différentes typologies appliquées pour délimiter les zones humides (voir CHAPITRE 1 : section 1.3) l'approche PEEW (Mérot *et al.*, 2006) est intéressante, car elle intègre la notion d'efficacité fonctionnelle des zones humides dans la démarche de délimitation. Elle prend en considération les zones humides effectives (au sens de l'Arrêté et de la Circulaire des 24 et 25 juin 2008) potentielles, c'est-à-dire les zones qui ont perdu leur caractère humide suite à des aménagements anthropiques (drainage, remblais….), mais aussi efficaces sur le plan fonctionnel. Les fonctions des zones humides s'expriment au sein des zones humides efficientes. Certaines d'entres elles s'expriment au sein des zones humides potentielles.

L'approche « terrain », qui associe des relevés pédologiques et phytosociologiques, permet d'effectuer une délimitation des zones humides effectives à l'échelle intra-parcellaire, mais les ressources humaines nécessaires ne la rendent pas adaptée à la délimitation exhaustive sur l'ensemble d'un bassin versant.

En complément de l'approche « terrain », les données de télédétection peuvent contribuer à la délimitation des zones humides à travers la caractérisation de la topographie et de la végétation. Par exemple, une approche hybride utilisant des données de télédétection (images satellitaires Landsat TM, orthophotoplan) et des données SIG (BD ALTI de l'IGN ®, inventaires du patrimoine naturel, couche du réseau hydrographique de la BD TOPO de l'IGN ®) a permis de cartographier les zones à dominante humide sur de grands bassins versants (I-MAGE CONSULT, 2006a; I-MAGE CONSULT, 2006b). Cette cartographie, au 1/50 000ème a permis de localiser les secteurs où la probabilité de rencontrer une zone humide effective est très élevée. En ce sens, elle est complémentaire de l'approche terrain qui reste nécessaire pour délimiter précisément les zones humides effectives au sens de l'arrêté du 1 octobre 2009 et de la circulaire du 18 janvier 2010.

La délimitation des zones humides ne peut reposer sur l'hydrodynamique. Sujette à une grande variabilité temporelle, elle est difficilement identifiable, ce qui entraîne des discussions entre les différents acteurs des territoires (Fustec et Lefeuvre, 2000). La micro-topographie, le sol et la végétation sont des intégrateurs de l'hydrodynamique passée et présente et sont de bons critères de délimitation (Maltby et Barker, 2009). En France, les limites externes supérieures des zones humides sont déterminées par la présence d'un sol hydromorphe à -25 cm et d'une végétation hygrophile (Arrêté et Circulaire des 24 et 25 juin 2008 ; Arrêté du 01 octobre 2009, Légifrance).

Comment délimiter les zones humides à l'échelle de bassins versants entiers en s'appuyant sur les critères de la micro-topographie, de la présence d'un sol hydromorphe et d'une végétation hygrophile ? Sur des milieux plats, une variation de quelques centimètres (ex : un bourrelet alluvial) peut modifier significativement l'hydrodynamique et la réponse de la végétation (Clément *et al.*, 1996). Face aux limites des MNT (Modèle Numérique de Terrain) élaborés à partir de photographies aériennes ou d'images satellites, les données altimétriques de type LiDAR ouvrent

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

de nouvelles perspectives pour caractériser finement la microtopographie (Töyrä *et al.*, 2003; Hopkinson *et al.*, 2005). Les sols hydromorphes peuvent être caractérisés à partir de données optiques THRS (Bailly *et al.*, 2003) ou thermiques (Bendjoudi *et al.*, 2002), mais sans suivi temporel et uniquement sur des surfaces peu végétalisées. Les suivi de l'humidité des sols à partir de données RADAR est encore expérimental puisque le signal RADAR est sensible à la fois à l'humidité du sol et à la rugosité de la végétation (Wagner *et al.*, 2007 ; Schmitt *et al.*, 2011).

La détection et la caractérisation de la végétation hygrophile par télédétection sont des questions qui ont été très largement étudiées, que cela soit à partir de données satellitaires THRS (Laba *et al.*, 2008; Hubert-Moy *et al.*, 2006; Civco *et al.*, 2006) ou de photographies aériennes (Cowardin et Myers, 1974; Anderson et Wobber, 1973)etAndersonet. Les photographies aériennes acquises entre la seconde moitié du XXème siècle et les années 90 permettent d'étudier l'évolution de l'emprise et de l'état des zones humides effectives. Les photographies panchromatiques permettent de mettre en évidence l'humidité des sols, tandis que les photographies en infrarouge sont adaptées à l'identification et la caractérisation de la végétation (Bariou et Lecamus, 1978).

Les objectifs de ce chapitre sont d'évaluer les données de télédétection actuellement disponibles pour délimiter les zones humides potentielles avec une précision suffisante pour pouvoir évaluer ensuite leurs fonctions. Pour cela, nous avons choisi de nous inscrire dans le cadre de l'approche PEEW. Ainsi, nous cherchons dans un premier temps à délimiter les zones humides potentielles en utilisant des données LiDAR. L'évaluation de ces dernières est effectuée en comparant les résultats obtenus avec la délimitation réalisée à partir de données topographiques utilisées classiquement. Dans un deuxième temps nous visons à délimiter les zones humides effectives au sein des zones humides potentielles en montrant leur évolution depuis quelques décennies à partir de l'exploitation d'une série de photographies aériennes.

La démarche mise en œuvre pour délimiter les zones humides potentielles et effectives a été appliquée sur la Zone Atelier Armorique, qui associe les bas-marais du Couesnon et de petites zones humides de bas fonds des tributaires du Couesnon.

4.1. Méthodologie

4.1.1. Données et site d'étude

La cartographie des zones humides est effectuée sur les 130 km² du site de Pleine-Fougères localisé dans la Zone Atelier Armorique (ZAA, voir CHAPITRE 3 : section 3.1). Ce site comporte deux types de zones humides : les vastes marais de la vallée du Couesnon et les petites zones humides de bas-fonds associés aux tributaires du Couesnon. En 2010, aucun inventaire exhaustif des zones humides n'était disponible, même si quelques études avaient été menées sur la caractérisation de quelques secteurs situés au sein de ces zones humides (Hubert-Moy *et al.*, 2003; Lanoé, 2008).

Les données utilisées dans ce chapitre sont le SCAN 25 de l'IGN ®, la BD Scan-Géol du BRGM, le MNT (Modèle Numérique de Terrain) produit par l'IGN et les données LiDAR acquises par la société Géophenix pour le laboratoire COSTEL. Les données topographiques et le SCAN 25 de l'IGN ® sont disponibles au 1/25 000ème alors que le Scan-Géol est au 1/50 000ème (Tableau 4.1). Le SCAN 25 décrit la topographie avec des courbes de niveau dont l'intervalle altimétrique est de 2,5 m. La topographie est dérivée de relevés altimétriques ponctuels qui sont ensuite interpolés. La précision d'exploitation est inférieure au 1/25 000ème. Un MNT

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

avec une résolution horizontale de 50 m est produit par l'IGN à partir de ces relevés altimétriques.

Le Scan-Géol apporte une information sur la géologie, et donc les sols potentiellement hydromorphes. Cette couche d'information est produite à partir de relevés ponctuels (terrassement de routes, forages…) qui sont ensuite interpolés. Même si cette couche est disponible au 1/50 000ème, sa précision d'exploitation est inférieure.

Tableau 4.1 – Caractéristiques des couches d'informations spatiales utilisées

COUCHE	FORMAT	DATE DE PRODUCTION	RÉSOLUTION	SOURCE
BD Scan-Géol	Raster	1995	1/50 000ème	BRGM
Scan 25	Raster	1996	1/25 000ème	IGN
MNT IGN	Raster	1996	50 m	IGN
MNT LiDAR	Raster	2009	0,5 m	Géophenix

La mission LiDAR a été réalisée par la société GéoPhénix le 5 avril 2009, avant la feuillaison, avec un capteur Leica ALS 50 SN63 (Airbone Laser Scaning). Les paramètres d'acquisitions et la date de vol ont été déterminés par le laboratoire COSTEL (L. Hubert-Moy) de façon à obtenir une bonne précision de la topographie avec une densité fixée à 4 points au sol/m², et une précision altimétrique ≤ à 10 cm (Tableau 4.2). L'acquisition des données LiDAR a été effectuée dans la bande du proche infrarouge (1,064 μm) avec un angle de 28°, une fréquence de pulsation de 150 KHz et une vitesse de balayage de 54 Hz. Toutes les données LiDAR ont été géoréférencées en temps réel en Lambert-RGF93/IGN-69 à partir d'un GPS différentiel relié à la station du Réseau Géodésique Permanent (RGP) de Dinard-Pleurtuit. Quarante-cinq lignes de vol ont été effectuées pour couvrir l'ensemble de la ZAA-site de Pleine Fougères. Après l'acquisition, les données LiDAR *x-y-z-I* ont été importées dans le logiciel TerraScan (TerraSolid, Finlande) pour y être prétraitées et classées en mesures « sol » et « non sol » (Axelsson, 1999).

Pour cela, seuls les points correspondant au dernier retour ont été analysés en quatre étapes : (1) Définition d'une grille identifiant les points les plus bas afin d'éviter de classer les bâtiments en points « sol » ; (2) Création d'un TIN (Triangulated Irregular Network) à partir des points les plus bas identifiés précédemment, ce qui permet d'obtenir une première approximation de la surface du sol ; (3) Classification itérative de nouveaux points « sol » qui remplissent certains critères de distance et d'orientation en lien avec les triangles qui les contiennent (Sithole, 2005) ; (4) Contrôle manuel et correction finale de la classification des points « sol ».

La densité et la précision des retours LiDAR classés « sol » diminuent avec le taux de couverture végétale (Hopkinson *et al.*, 2005), ce qui explique que l'acquisition des données doit être effectuée avant la feuillaison. A l'issue de la phase de classification, la densité moyenne de retour « sol » est de 4 pts/m². L'évaluation de la précision horizontale et verticale des données LiDAR sera traitée dans le CHAPITRE 5 : section 5.2.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 4.2 – Paramètres d'acquisition des données LiDAR sur la ZAA (sources Géophénix)

Paramètre	Valeur	Unité
Angle de Scan	28	Degré
Vitesse de vol	110	Kts
Hauteur de vol	1330	Mètres
PRF	150000	Hertz
Scan rate	54	Hertz
Densité de points moyenne	4,0	Points/Mètre carré
Précision en X et Y	0,3	Mètre
Précision en Z	0,12	Mètre
Date d'acquisition	05/04/2009	Dd/mm/yyyy

Trois séries de photographies aériennes acquises en 1952, 1978 et 2006 ont été utilisées pour délimiter les zones humides effectives au sein de l'enveloppe de zones humides potentielles (Figure 4.1). Les photographies aériennes de 1952 ont été acquises le 21 mai, en pleine période de croissance végétative. Les zones humides de bas-fonds étaient principalement composées de prairies humides utilisées pour la pâture extensive et la fauche (Baudry et Thenail, 2004). A cette période de l'année, les prairies de bas-fonds de vallées sont encore saturées en eau et ne sont pas encore fauchées. Les marais de Sougéal et du Mesnil sont d'ailleurs encore inondés. Dans les secteurs cultivés, certaines parcelles sont en sols nus et d'autres ont une couverture végétale importante. Les photographies de 1978 ont été acquises le 24 août. Les prairies humides sont pour la plupart fauchées avec une repousse bien marquée. Elles sont peu saturées, et seules quelques traces résiduelles d'eau libres sont visibles sur les marais de Sougéal et du Mesnil La majorité des cultures ont été moissonnées, à l'exception des maïs. Les photographies de 2006 ont été acquises le 7 juin. Une partie des prairies humides vient d'être fauchée. La saturation en eau des sols est encore bien présente, en particulier sur les marais de Sougéal et du Mesnil qui ont fait l'objet de projet de réhydratation (voir CHAPITRE 3 : section 3.1.3). Le couvert végétal des cultures céréalières est important à l'exception des cultures de maïs.

Les caractéristiques des photographies sont présentées Tableau 4.3. Contrairement aux photographies de 2006, ortho rectifiées et géoréférencées, les photographies aériennes de 1952 et 1978 nécessitent des corrections géométriques pour être exploitables sous SIG. Pour chaque date, une trentaine de clichés argentiques en noir et blanc ont été nécessaires pour couvrir la zone d'étude. Chaque cliché possède un recouvrement important avec ses voisins. Cette particularité permet de rogner les extrémités de chaque image, afin de ne conserver que le centre, moins affecté par les déformations géométriques et radiométriques. Puis chaque cliché est corrigé géométriquement à de la BD Ortho 2006. Pour cela, des points d'amer ont été collectés sur des bâtiments (corps de ferme, église…), des croisements de routes ou des ponts. L'erreur moyenne estimée (RMSE) est inférieure à 2 mètres.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 4.3 – Caractéristiques des photographies aériennes (source IGN)

NOM MISSION	DATE ACQUISITION	RÉSOLUTION	ÉMULSION	FORMAT
1952_F 0916-1216_P_25000	21/05/1952	1/25 000ème	Noir et Blanc	180 x 180 mm
1978_FR 3012 P_P_20000	24/08/1978	1/20 000ème	Noir et Blanc	230 x 230 mm
2006_FD 35-53_C_68	07/06/2006	68 cm	Numérique Couleur	4096 x 4096 px



Figure 4.1 – Extraits des photographies aériennes en 1952, 1978 et 2006 sur des zones humides de bas-fonds

4.1.2. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données utilisées classiquement

La démarche employée ici reprend en partie celle qui a été développée pour cartographier les zones humides potentielles du bassin de la Seine Normandie et de la Dordogne (I-MAGE CONSULT, 2006a; I-MAGE CONSULT, 2006b). Les traitements sont effectués par photo-interprétation en deux étapes (Figure 4.3). Premièrement, l'enveloppe de zones humides potentielles est identifiée à partir de critères géologiques. Plus précisément, les sols de types alluvions, caractéristiques des zones humides, sont identifiés par photo-interprétation à partir de la BD Scan-Géol. Dans un second temps, l'enveloppe des zones humides est affinée à partir de critères topographiques.

Il a été choisi ici de travailler avec l'Indice Topographique de base, car des travaux de scientifiques à l'université de Jussieu (Curie *et al.*, 2007) ont montré que les données climatiques n'apportaient pas dans la région de l'étude beaucoup de valeur ajoutée pour délimiter les zones humides potentielles. Cet indice – CTI (Compound Topographic Index) – se calcule pour chaque pixel constituant l'aire étudiée comme suit :

$$CTI = \ln (a/TAN\beta)$$

Où a est l' « aire contributive » (nombre de pixels) c'est à dire la surface sur laquelle chaque goutte d'eau qui tombe ruissellera jusqu'au pixel en question ;

β est la pente moyenne du pixel en question (exprimée en degré)

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Sur la zone d'étude, les valeurs calculées de CTI sont comprises entre 9,1 et 27,7 (les valeurs les plus élevées correspondant aux zones potentiellement les plus humides, voir Figure 4.2).

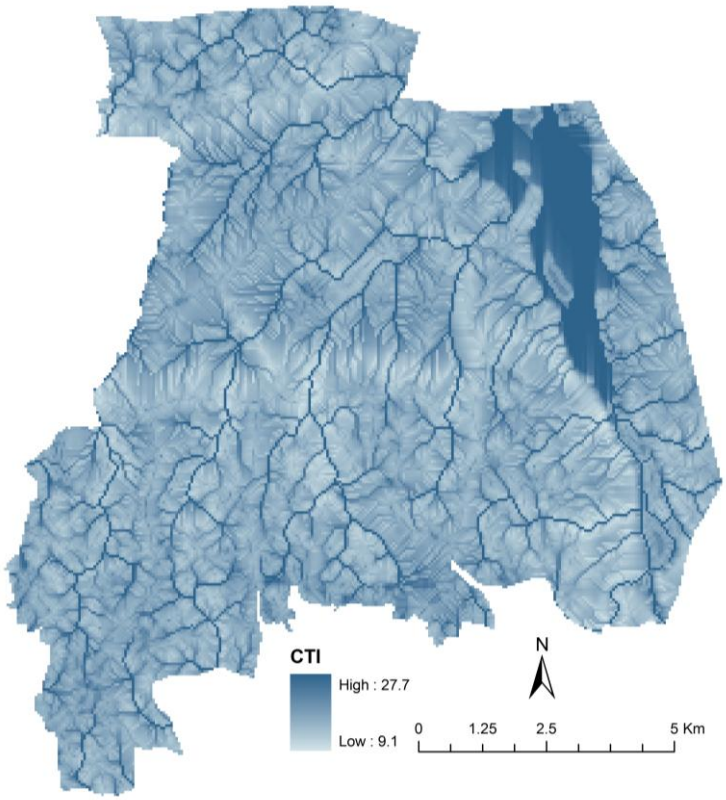
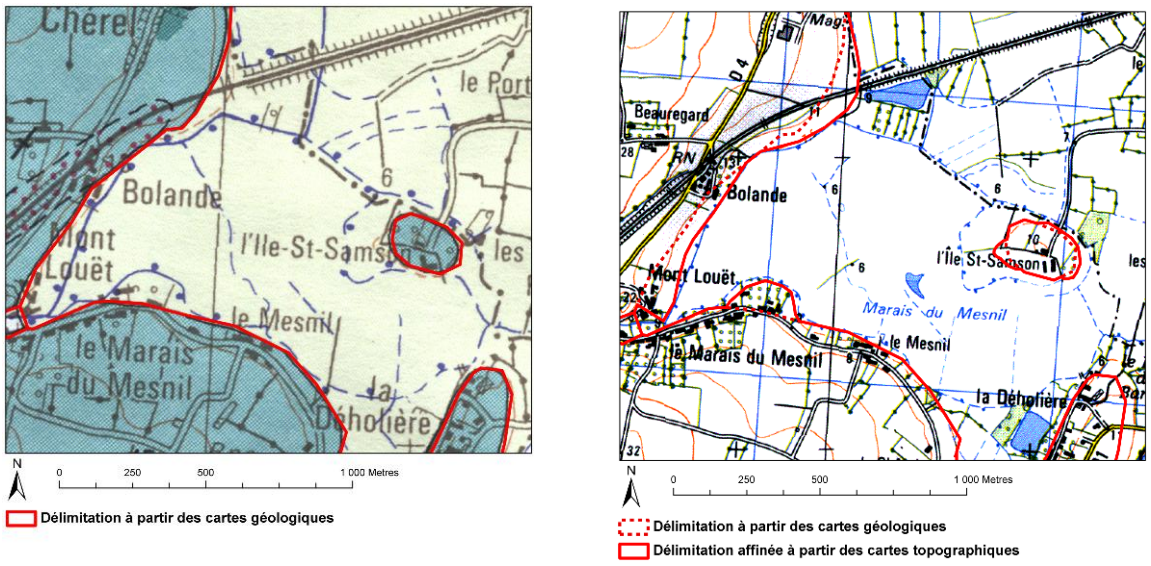


Figure 4.2 – Valeurs du CTI sur l'ensemble de la ZAA

Suite à de nombreuses vérifications sur le terrain et confrontations avec les cartes IGN au 1/25 000ème et les Orthophotoplans de la BD ortho de l'IGN, une valeur seuil unique du CTI ajustée sur l'ensemble de la zone d'étude pour le classement zones humides potentielles a pu être déterminée : cette valeur seuil a été fixée à 16,12.

Le masque des zones humides potentielles est ensuite affinée à partir du SCAN 25, en identifiant les fonds de vallées, c'est-à-dire les secteurs compris entre le cours d'eau et la première courbe de niveau (résolution en z : 2,5m).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012



a b

Figure 4.3 – Les différents critères pris en considération dans la délimitation des zones humides potentielles : (a) critère géologique (Scan-Géol, BRGM) ; (b) critère topographique (SCAN-25, IGN)

4.1.3. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données LiDAR

4.1.3.1. Prétraitements

Les données LiDAR ont été livrées dans un format brut sous la forme d'un nuage de points. Il a donc été nécessaire de convertir ces données en images pour préparer la phase de traitements. Deux couches d'information spatialisées ont été dérivées des données LiDAR : un Modèle Numérique de Terrain « classique » (MNT), normalisé en fonction de l'altitude de la mer, et un Modèle Numérique de Terrain normalisé par rapport à l'altitude du cours d'eau, appelé « Modèle Numérique de Cours d'Eau » (MNCE). Sur le MNT, l'altitude au sein des zones humides varie à la fois longitudinalement (de l'amont vers l'aval) et latéralement (du versant vers le fond de vallée) alors que sur le MNCE, elle varie seulement latéralement.

Pour obtenir un MNT, les nuages de points classés « sol » ont été interpolés par la méthode du plus proche voisin. En effet, les différentes travaux menées sur l'interpolation des données LiDAR montrent que la méthode au plus proche voisin semblent apporter les meilleurs résultats (Bater et Coops, 2009) comparée aux méthodes TIN (Lane et D'Amico, 2010; Hunt et James, 2010; Werbrouck *et al.*, 2011), krigeage (Töyrä et Pietroniro, 2005), spline (Cavalli *et al.*, 2008; Maxa et Bolstad, 2009) ou Inverse Distance Weighting (Rosso *et al.*, 2006). Cela est confirmé dans les travaux présentés chapitre 5. La densité élevée de points « sol » (4 pts/m²) permet de dériver un MNT avec une résolution horizontale de 0,5 m. Pour obtenir un MNCE, il est d'abord nécessaire de cartographier les cours d'eau à partir du MNT, soit par photo-interprétation ou soit par extraction automatique (voir CHAPITRE 5 : section 5.2). La méthode par extraction automatique est intéressante car elle permet de cartographier les cours d'eau mais aussi les fossés. Une vérification par photo-interprétation est cependant nécessaire pour s'assurer que seuls les cours d'eau soient conservés.

La couche des zones humides potentielle obtenue à partir du Scan-Géo et du Scan 25, est nécessaire afin d'identifier la zone d'intérêt. Le protocole géomatique suivant et présenté Figure 4.4 a été mis en œuvre : pour chaque branche du réseau, le cours d'eau et la zone humide associée

sont isolés sous SIG afin de travailler branche par branche (Figure 4.4, b); les polylignes représentant le cours d'eau et les limites approximatives de zones humides sont converties en points répartis tous les 10 mètres (Figure 4.4, c) ; les altitudes des points correspondant au cours d'eau sont extraites à partir du MNT dérivé des données LiDAR. Puis ces altitudes sont projetées aux points représentant la limite de la zone humide situés sur le même transect par projection (Figure 4.4, d) ; les altitudes de chaque point sont interpolées, par méthode du plus proche voisin (voir CHAPITRE 2 : section 2.3.2.2,), afin de produire un plan de référence représentant l'altitude du chenal sur l'ensemble de la zone humide (Figure 4.4, **e**) ; la différence entre le plan de référence de l'altitude du chenal et le MNT permet de connaître la hauteur de chaque pixel par rapport au cours d'eau, et de produire le MNCE (Figure 4.4, **f**).

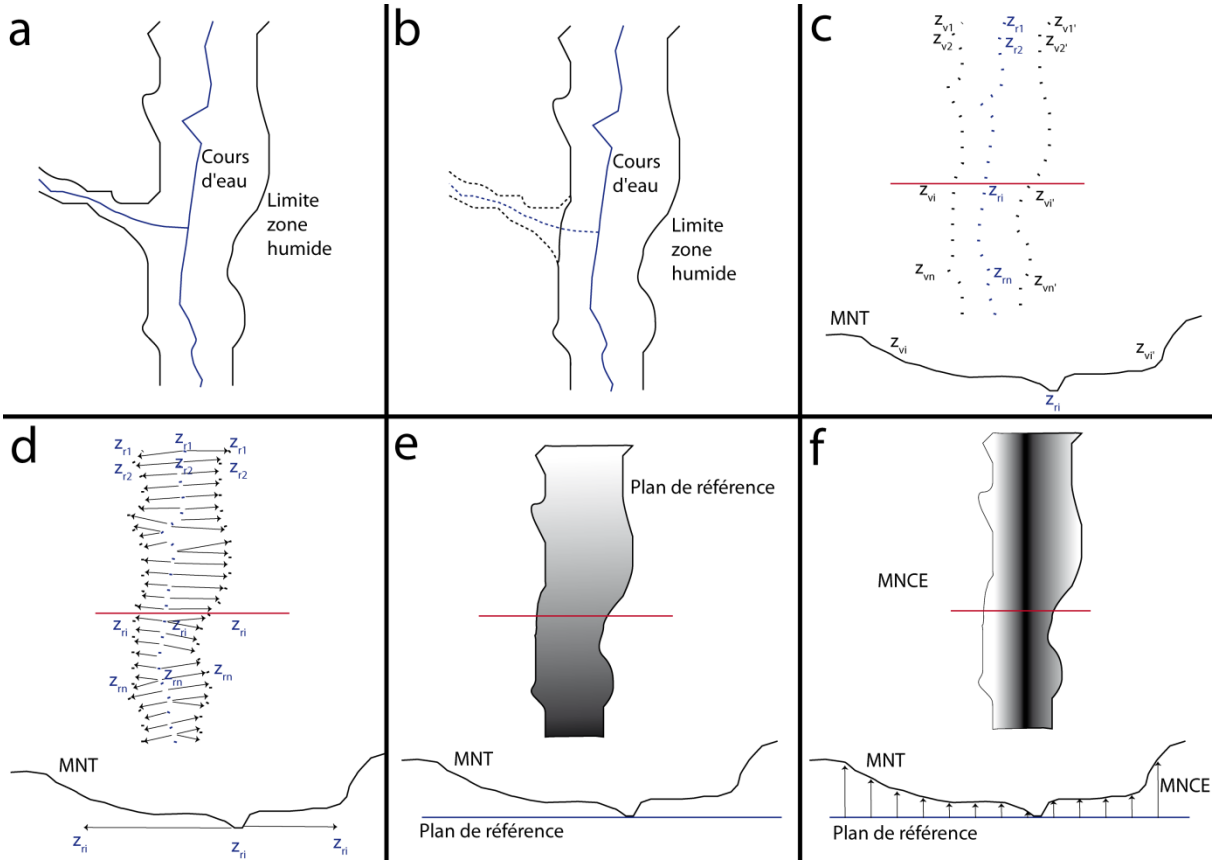


Figure 4.4 – Protocole mis en œuvre pour calculer le MNCE

La Figure 4.5 illustre l'intérêt du MNCE par rapport au MNT. Sur un tronçon de 1 km de zone humide situé dans un bas-fond de vallée encaissé, l'altitude du MNT varie entre 31 et 80 mètres par rapport au niveau de la mer (Figure 4.5 a). Les secteurs les plus élevés et les plus bas sont respectivement situés à l'amont et à l'aval du tronçon. La situation est différente quand on considère le MNCE puisque, pour le même tronçon, les valeurs altimétriques sont comprises entre -1 et 16 mètres (Figure 4.5 b). Dans ce cas, les secteurs les plus bas sont à proximité du cours d'eau alors que les secteurs les plus élevés sont sur les versants. En effet, l'altitude est normalisée par rapport au cours d'eau, ce qui neutralise la variation longitudinale (amont vers aval), et permet de ne conserver que la variation latérale (versant vers cours d'eau). La question de la délimitation se pose justement sur cet axe latéral, entre le cours d'eau et le versant.

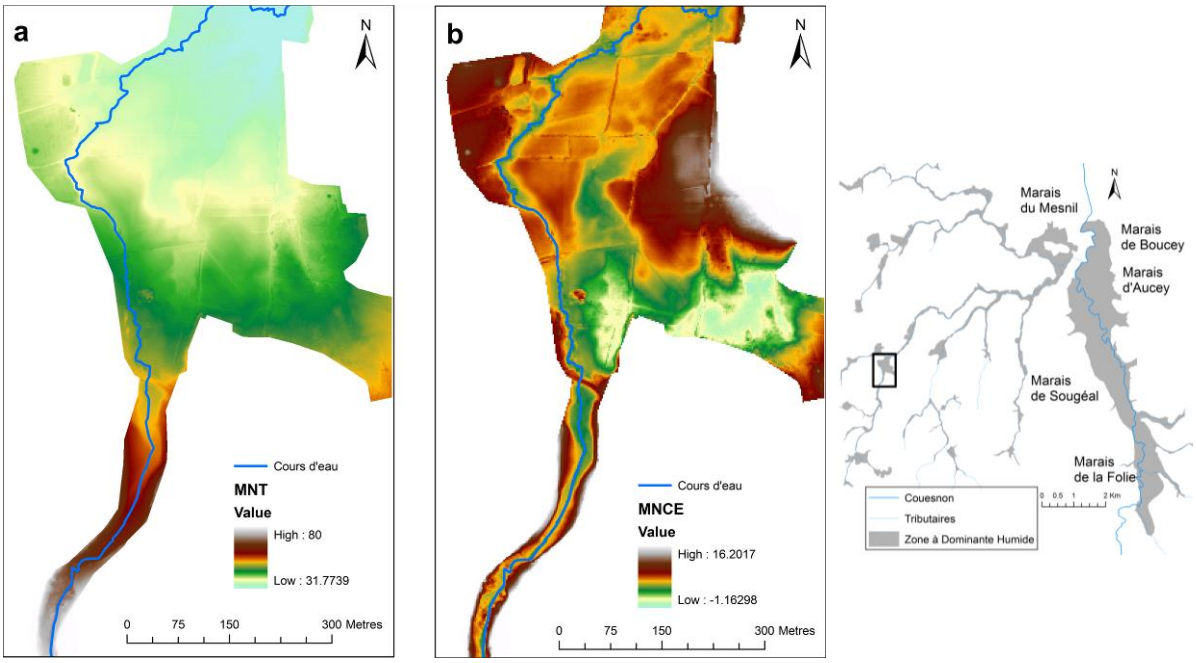


Figure 4.5 – Comparaison du MNT et du MNCE sur un tronçon encaissé de zone humide

4.1.3.2. Traitements

– Par photo-interprétation

L'objectif est de repérer les fonds de vallées. L'analyse de photo-interprétation à partir du MNT et du MNCE consiste à identifier les ruptures topographiques. Pour cela, le MNT est affiché en niveau de gris, les secteurs les plus élevés de la fenêtre d'affichage du SIG étant de couleur blanc et les plus bas en noir. La photo-interprétation s'effectue sur un critère de teinte et de forme : le secteur présentant un fort contraste de teinte et une forme linéaire sont susceptibles d'être une rupture topographique et donc une limite de zones humides.

– Par approche orientée-objet

Les méthodologies utilisées pour délimiter automatiquement les limites des zones humides potentielles par approche orientée-objet sont différentes selon que l'on utilise le MNT ou le MNCE.

La méthode utilisant le MNT consiste à segmenter par l'algorithme « Contrast Split » celui-ci de façon itérative pour obtenir des courbes de niveau tous les mètres. Cette approche de segmentation permet d'obtenir des objets selon une valeur (ici altitude) donnée.

Les objets ayant une altitude moyenne supérieure à 55 cm par rapport à l'altitude moyenne de ses objets voisins ont été exclus de l'enveloppe de zones humides. Ce seuil de 55 cm a été choisi par calibration sur les sites test.

La méthode utilisant le MNCE consiste à identifier les altitudes par rapport au cours d'eau fixant la limite des zones humides. Nous posons ici l'hypothèse qu'il existe une relation entre l'hydromorphie des sols et l'altitude par rapport au cours d'eau. Cette hypothèse est vérifiée par les croisements effectués entre des cartes de végétation terrain et le MNCE. Ces hauteurs-seuils, déterminées à partir de relevés phytosociologiques, ont été fixées à 1 mètre pour les zones

humides associées à des cours d'eau d'ordre 1 à 4 sur l'échelle de Strahler et à 2,2 mètres pour les zones humides associées à des cours d'eau d'ordre supérieur à 4. Ces seuils correspondent à la limite entre la végétation méso-hygrophile et mésophile. La segmentation de la zone humide a été effectuée en utilisant par ces seuils avec l'algorithme « Contrast Split », qui permet de segmenter les objets (ici les zones humides potentielles) selon des valeurs (ici les seuils) définies. Cette segmentation permet d'affiner les limites entre le versant et la zone humide mais aussi avec les bourrelets alluviaux (non humides). L'avantage de l'approche utilisant le MNCE est de pouvoir indiquer un seuil altimétrique unique pour chaque vallée ou portion de vallée, ce qui est impossible à partir du MNT. Ainsi, une valeur seuil peut être facilement déterminée pour l'ensemble des zones humides à partir du croisement du MNCE avec des relevés phyto-sociologiques.

4.1.4. Délimitation des zones humides effectives

Les zones humides effectives sont caractérisées par un sol hydromorphe et une végétation hygrophile (Circulaires des 24 et 25 juin 2008 ; Arrêté du 01 octobre 2009, Légifrance) et sont comprises au sein de l'enveloppe des zones humides potentielles (Mérot *et al.*, 2006). Les photographies aériennes permettent d'identifier les formations végétales (Cowardin et Myers, 1974). L'objectif de cette partie est de définir les zones humides effectives à partir de l'enveloppe des zones humides potentielles obtenue précédemment et d'une série temporelle de photographies aériennes.

La détermination des zones humides effectives est obtenue sous SIG par soustraction des zones bâties, des terres arables et des plans d'eau artificiels situés en bordure de l'enveloppe des zones humides potentielles. A l'inverse, les prairies humides, les surfaces en eau temporaires et les bois humides sont des indicateurs de la présence de zones humides effectives.

Ces éléments de l'occupation des sols sont identifiés par photo-interprétation des photographies aériennes. Sur les photographies aériennes de 1952 et 1978 (noir et blanc), les prairies humides et les surfaces en eau sont facilement identifiables. En effet, le mode d'acquisition en émulsion panchromatique leurs confère une sensibilité à l'humidité. Les surfaces en eau apparaissent en noir et les prairies humides, ont une teinte plus sombre et une rugosité plus marquée que les prairies non humides ou les cultures. Les surfaces récemment exondée en fin de printemps laissent apparaitre un dépôt de végétation aquatique séchée qui apparait en blanc sur les photographies. Les surfaces boisées ont une teinte très sombre et une texture très rugueuse. Les surfaces bâties sont aussi facilement identifiables et apparaissent avec une teinte très claire. Sur les photographies de 2006, en émulsion couleur, les critères d'identifications de l'occupation du sol sont un peu différents. Les prairies humides venant d'être fauchées apparaissent en jaunes avec de traces de foins. Les prairies humides non fauchées ont une teinte verte foncée avec parfois des teintes marrons signes d'une saturation en eau. Les surfaces en eau libres apparaissent avec une teinte foncée et une texture lisse. Les terres cultivées avec couvert végétal et les prairies non humides ont une teinte de vert plus clair et une texture moins rugueuse que les prairies humides. Les surfaces boisées ont une teinte verte foncée avec une texture très rugueuse. Les surfaces bâties et les terres arables sans couvert végétal ont une teinte claire et une texture lisse.

4.1.5. Validation

La qualité de la cartographie produite a été évaluée à partir de 54 relevés pédologiques (Figure 4.6) localisés par GPS (erreur horizontale <3m), et effectués sur les petites zones humides de bas-fonds de vallées et les marais du Couesnon entre octobre 2009 et février 2011. Une information sur l'appartenance à la zone humide potentielle (humide/non humide) a été associée à chaque relevé suivant les critères d'hydromorphie des sols définis dans l'arrêté du 01 octobre 2009 la circulaire du 18 janvier 2010 (voir CHAPITRE 1 : section 1.1.1.2).

Les relevés pédologiques ont été classés en trois catégories d'échantillons de validation afin d'apprécier la qualité de la délimitation à plusieurs échelles. La première contient 30 points de contrôle (relevés pédologiques) supposés éloignés de la limite entre la zone humide. La seconde catégorie correspond à l'ensemble des 54 points de contrôle. La troisième inclut 15 points de contrôle localisés à proximité de la limite réelle de la zone humide et répartis en quatre sites. Le site A est localisé au marais du Mesnil, sur une zone de transition entre la zone humide et un butte non humide appelée « île Saint Samson ». Le site B se focalise sur un bourrelet alluvial, non humide, du Couesnon au sein du marais de Sougéal. Le site C est également localisé sur le marais de Sougéal, mais sur un pied de versant. Le site D concerne une petite zone humide de bas-fond de vallée à proximité de la source du Chesnelais, un petit tributaire du Couesnon. Le croisement spatialisé des relevés pédologiques avec la délimitation des zones humides obtenue par photo-interprétation a permis de dériver une matrice de confusion et un indice de Kappa.

Cet indice est 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 de commission et d'omission (Caloz et Collet, 2001). Il s'exprime par :

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

Où Po est la proportion correcte observée, Pc la proportion correcte attendue due au hasard et Pp 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 hassard, 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, en dessous de 0,6 la qualité de classification est faible.

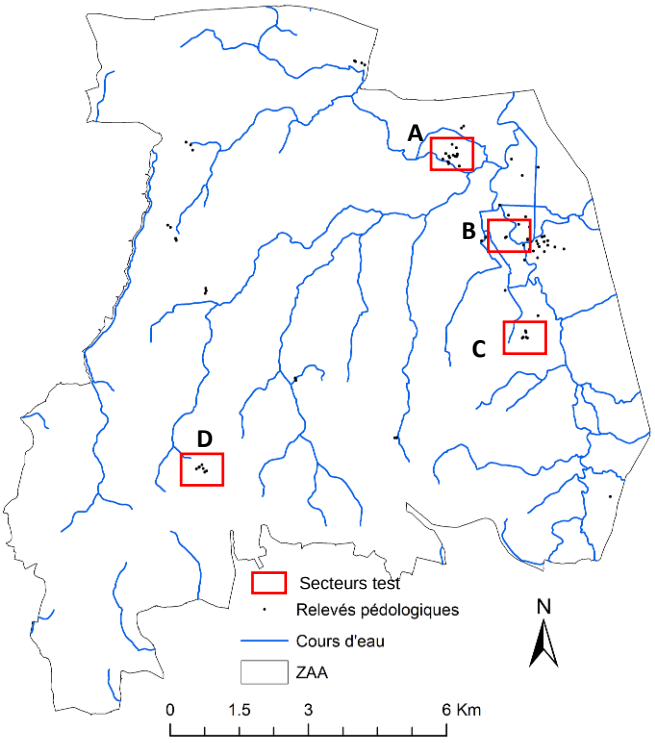


Figure 4.6 – Localisation des 54 points de validation pour la délimitation des zones humides sur le site de Pleine-Fougères

4.2. Résultats

4.2.1. Délimitation des zones humides potentielles

– sur les échantillons éloignés de la limite zone humide

L'analyse de la matrice de confusion entre la cartographie des zones humides potentielles obtenues à partir de la BD Scan-Géol et du Scan 25 et les relevés pédologiques éloignés de la zone humide, soit 30 points de contrôle, montre un résultat moyen avec un coefficient de Kappa de 0,42 (Tableau 4.4 a). Plus précisément, la précision utilisateur est de 73 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » et la précision producteur est de 100 % pour la classe « humide » et 36 % pour la classe « non humide ».

Les résultats obtenus à partir du MNT dérivé des données LiDAR sont moyens, avec des coefficients de Kappa pour la photo-interprétation et l'extraction automatique s'élevant respectivement à 0,60 (Tableau 4.4 b) et 0,49 (Tableau 4.4 d). Dans le détail, la délimitation à partir de la photo-interprétation du MNT a une précision utilisateur de 79 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 100 % pour la classe « humide » et 54 % pour la classe « non humide », ce qui correspond à l'erreur la plus importante. La délimitation à partir du traitement automatique du MNT conduit à une précision utilisateur de 80 % pour la classe « humide », 70 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 84 % pour la classe « humide » et 63 % pour la classe « non humide ».

Les résultats obtenus avec le MNCE dérivé des données LiDAR sont très bons, avec un coefficient de Kappa identique de 0,92 pour les approches par photo-interprétation (Tableau 4.4 c) et par extraction automatique (Tableau 4.4). Dans les deux cas, la précision utilisateur est de

95 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » et la précision est producteur de 100 % pour la classe « humide » et 91 % pour la classe « non humide ».

Tableau 4.4 – Matrice de confusion entre les points de contrôle éloignés de la limite de zone humide et la cartographie de délimitation des zones humides obtenue par : (a) photo-interprétation de la BD Scan-Géol et du Scan 25 ; (b) photo-interprétation du MNT ; (c) photo-interprétation du MNCE ; (d) extraction automatique du MNT ; (e) extraction automatique du MNCE

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	19	0	19	**100**
	Non humide	7	4	11	**36**
	Total	26	4	30	
	Précision utilisateur (%)	**73**	**100**		**Kappa 0,42**
			a		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	19	0	19	**100**
	Non humide	5	6	11	**54**
	Total	24	6	30	
	Précision utilisateur (%)	**79**	**100**		**Kappa 0,60**
			b		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	19	0	19	**100**
	Non humide	1	10	11	**91**
	Total	20	10	30	
	Précision utilisateur (%)	**95**	**100**		**Kappa 0,92**
			c		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	16	3	19	**84**
	Non humide	4	7	11	**63**
	Total	20	10	30	
	Précision utilisateur (%)	**80**	**70**		**Kappa 0,49**
			d		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	19	0	19	**100**
	Non humide	1	10	11	**91**
	Total	20	10	30	
	Précision utilisateur (%)	**95**	**100**		**Kappa 0,92**
			e		

– sur l'ensemble de l'échantillonnage

Les résultats de la validation de la délimitation des zones humides potentielles à partir de l'ensemble de l'échantillonnage, soit 54 points de contrôle, sont présentés dans le (Tableau 4.5.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

L'analyse de la matrice de confusion entre la cartographie des zones humides dérivée de la BD Scan-Géol et du Scan 25 et l'ensemble des relevés pédologiquesmontre un résultat moyen avec un coefficient de Kappa de 0,35 (Tableau 4.5 a). Dans le détail, la précision utilisateur est de 71 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » ; la précision producteur est de 100 % pour la classe « humide » et 30 % pour la classe « non humide ».

Globalement, les résultats obtenus à partir du MNT dérivé des données LiDAR sont moyens, avec des coefficients de Kappa pour la photo-interprétation et l'extraction automatique respectivement égaux à 0,47 (Tableau 4.5, b) et 0,41 (Tableau 4.5, d). En revanche, les résultats obtenus avec le MNCE dérivé des données LiDAR sont bons avec des coefficients de Kappa de 0,68 pour l'approche par photo-interprétation (Tableau 4.5, c) et 0,71 pour l'approche par extraction automatique (Tableau 4.5, e). Dans le détail, la délimitation à partir de la photo-interprétation du MNT a une précision utilisateur de 75 % pour la classe « humide », 90 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 97 % pour la classe « humide » et 45 % pour la classe « non humide », ce qui correspond à l'erreur la plus importante. La délimitation à partir du traitement automatique du MNT conduit à une précision utilisateur de 79 % pour la classe « humide », 62 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 76 % pour la classe « humide » et 65 % pour la classe « non humide ». La délimitation par photo-interprétation du MNCE conduit à une précision utilisateur de 86 % pour la classe « humide », 83 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 91 % pour la classe « humide » et 75 % pour la classe « non humide ». La délimitation par traitement automatique du MNCE donne une précision utilisateur de 86 % pour la classe « humide », 88 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 94 % pour la classe « humide » et 75 % pour la classe « non humide ».

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 4.5 – Matrice de confusion entre l'ensemble des points de contrôle et la cartographie de délimitation des zones humides obtenue par : (a) photo-interprétation de la BD Scan-Géol et du Scan 25 ; (b) photo-interprétation du MNT ; (c) photo-interprétation du MNCE ; (d) extraction automatique du MNT ; (e) extraction automatique du MNCE

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	34	0	34	**100**
	Non humide	14	6	20	**30**
	Total	48	6	54	
	Précision utilisateur (%)	**71**	**100**		**Kappa 0,35**
			a		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	33	1	34	**97**
	Non humide	11	9	20	**45**
	Total	44	10	54	
	Précision utilisateur (%)	**75**	**90**		**Kappa 0,47**
			b		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	31	3	34	**91**
	Non humide	5	15	20	**75**
	Total	36	18	54	
	Précision utilisateur (%)	**86**	**83**		**Kappa 0,68**
			c		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	26	8	34	**76**
	Non humide	7	13	20	**65**
	Total	33	21	54	
	Précision utilisateur (%)	**79**	**62**		**Kappa 0,41**
			d		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	32	2	34	**94**
	Non humide	5	15	20	**75**
	Total	37	17	54	
	Précision utilisateur (%)	**86**	**88**		**Kappa 0,71**
			e		

– sur les échantillons situés sur la limite zone humide

L'analyse de la matrice de confusion entre la cartographie des zones humides obtenue à partir de la BD Géol et du Scan-25 et les échantillons situés sur la limite de zone humide, soit 15 points de contrôle, montre un résultat faible avec un coefficient de Kappa de 0,29 (Tableau 4.6, a). Dans le détail, la précision utilisateur est de 50 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » et la précision producteur est de 100 % pour la classe « humide » et 33 % pour la classe « non humide ».

Les résultats obtenus à partir du MNT dérivé des données LiDAR sont mauvais avec des coefficients de Kappa pour la photo-interprétation et l'extraction automatique respectivement égaux à 0,25 (Tableau 4.6 b) et 0,32 (Tableau 4.6 d). En revanche, les résultats obtenus avec le MNCE restent bons avec des coefficients de Kappa de 0,86 pour l'approche par photo-interprétation (Tableau 4.6 c) et 0,72 pour l'approche par extraction automatique (Tableau 4.6 e). Dans le détail, la délimitation à partir de la photo-interprétation du MNT a une précision utilisateur de 50 % pour la classe « humide », 80 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 83 % pour la classe « humide » et 44 % pour la classe « non humide ». La délimitation à partir du traitement automatique du MNT conduit à une précision utilisateur de 57 % pour la classe « humide », 75 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 67 % pour les classes « humide » et « non humide ». La délimitation par photo-interprétation du MNCE conduit à une précision utilisateur de 86 % pour la classe « humide », 100 % pour la classe « non humide » et une précision producteur de 100 % pour la classe « humide » et 89 % pour la classe « non humide ». La délimitation par traitement automatique du MNCE donne des précisions utilisateur et producteur identiques, soit 83 % pour la classe « humide », 89 % pour la classe « non humide ».

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 4.6 – Matrice de confusion entre les points de contrôle situés à proximité de la limite des zones humides et la cartographie de délimitation des zones humides obtenue par : (a) photo-interprétation de la BD Scan-Géol et du Scan 25 ; (b) photo-interprétation du MNT ; (c) photo-interprétation du MNCE ; (d) extraction automatique du MNT ; (e) extraction automatique du MNCE

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	6	0	6	**100**
	Non humide	6	3	9	**33**
	Total	12	3	15	
	Précision utilisateur (%)	**50**	**100**		**Kappa 0,29**
			a		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	5	1	6	**83**
	Non humide	5	4	9	**44**
	Total	10	5	15	
	Précision utilisateur (%)	**50**	**80**		**Kappa 0,25**
			b		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	6	0	6	**100**
	Non humide	1	8	9	**89**
	Total	7	8	15	
	Précision utilisateur (%)	**86**	**100**		**Kappa 0,86**
			c		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	4	2	6	**67**
	Non humide	3	6	9	**67**
	Total	7	8	15	
	Précision utilisateur (%)	**57**	**75**		**Kappa 0,32**
			d		

		Cartographie			
		Humide	Non humide	Total	Précision producteur (%)
Terrain	Humide	5	1	6	**83**
	Non humide	1	8	9	**89**
	Total	6	9	15	
	Précision utilisateur (%)	**83**	**89**		**Kappa 0,72**
			e		

Les comparaisons de délimitation de zones humides potentielles utilisant l'approche manuelle (Figure 4.7) et automatique (Figure 4.8) sont présentées sur quatre sites test.

Sur le site A, l'utilisation de la BD Scan-Géol et du Scan 25 n'a pas permis de délimiter la zone humide du marais du Mesnil de l'île Saint Samson. L'utilisation du MNT dérivé des données LiDAR permet d'obtenir une meilleure délimitation, que ce soit par photo-interprétation ou par traitement automatique du MNT, mais sous-estime l'extension spatiale des zones humides

potentielles. Par contre, l'utilisation du MNCE permet une délimitation plus fine de ces zones, aussi bien par approche automatique que par photo-interprétation.

Sur le site B, localisé sur un bourrelet alluvial du Couesnon, la photo-interprétation de la BD Scan-Géol et du Scan 25 ou du MNT dérivé des données LiDAR ne permet pas de distinguer le bourrelet de la plaine alluviale. *A contrario*, le traitement automatique du MNT surestime la présence du bourrelet alluvial. En revanche, la délimitation effectuée à partir du MNCE dérivé des données LiDAR est cohérente vis-à-vis des relevés pédologiques et le bourrelet alluvial est correctement identifié, que cela soit par photo-interprétation ou traitement automatique.

Pour le site C, secteur de transition entre le marais de Sougéal et le versant, les résultats de délimitations sont corrects et similaires quelle que soit l'approche utilisée. Cela peut s'expliquer par la rupture morphologique nette de ce secteur (forte pente).

Sur le site D, la délimitation des zones humides de bas-fond de vallée à partir de la BD Scan-Géol et du Scan 25 est exagérée et englobe une partie du bas de versant. Le traitement à partir du MNT dérivé des données LiDAR permet de réduire légèrement cette erreur sans améliorer significativement la qualité de délimitation. En revanche, l'apport du MNCE dérivé des données LiDAR affine la délimitation des zones humides qui coïncide correctement avec les relevés pédologiques.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

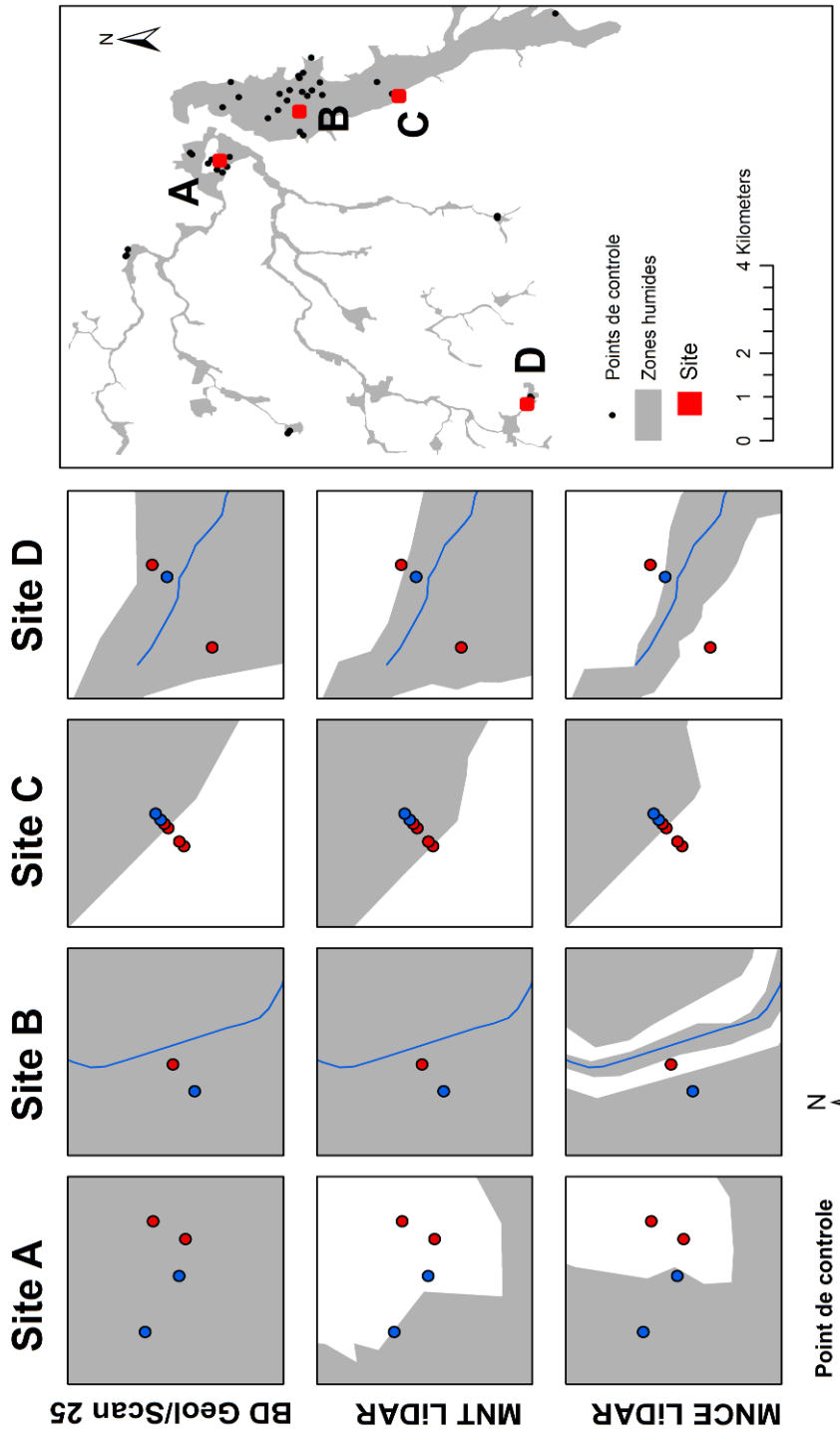


Figure 4.7 – Comparaison des délimitations de zones humides potentielles sur quatre sites test à partir d'une approche manuelle

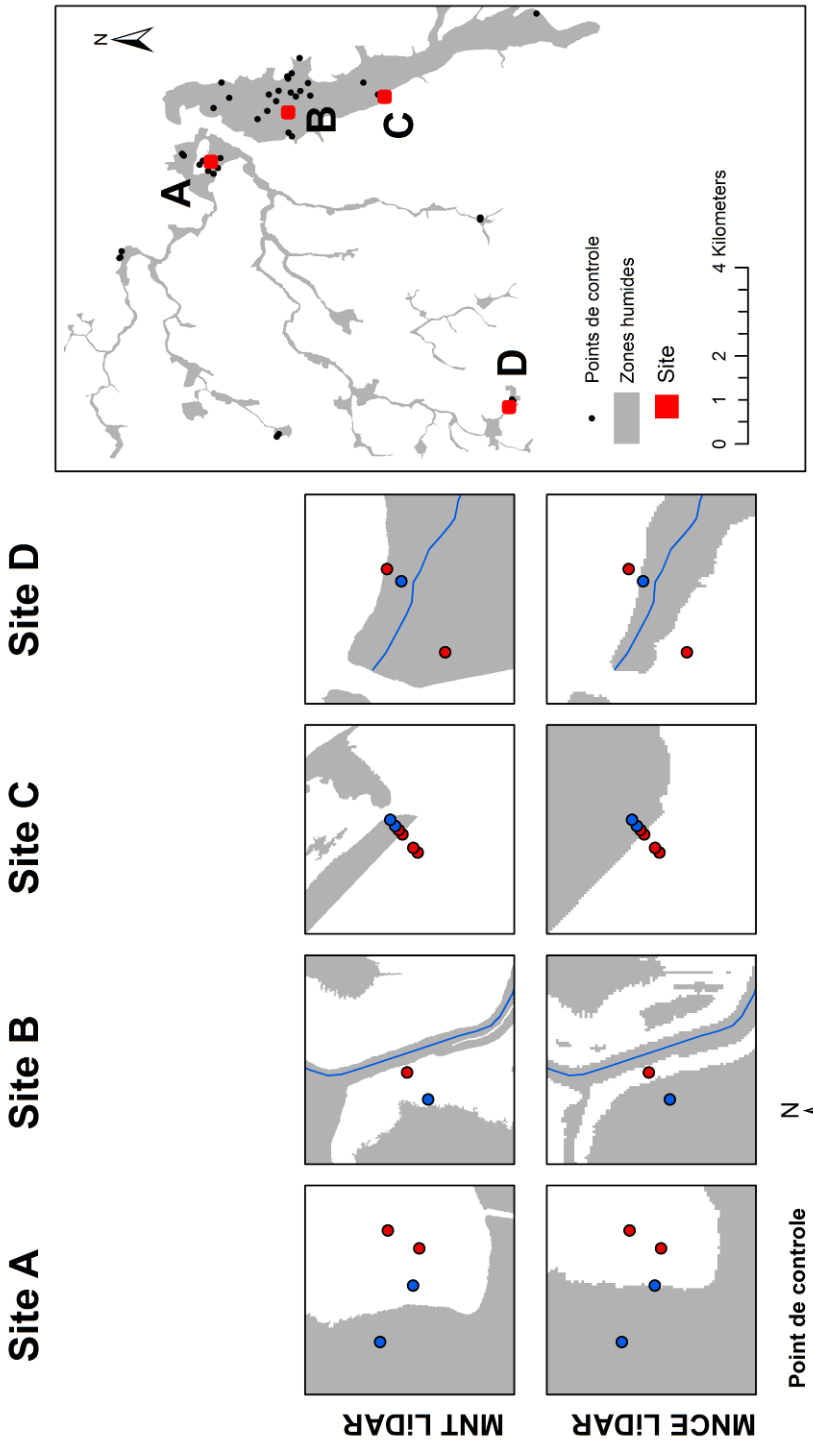


Figure 4.8 – Comparaison des délimitations de zones humides potentielles sur quatre sites test à partir d'une approche automatique

4.2.2. Délimitation et dynamique des zones humides effectives

Les résultats de la dynamique des zones humides effectives sont présentés sous forme statistique (Tableau 4.7) et cartographique (Figure 4.9). En 1952, plus de 95 % de l'enveloppe de zones humides est effective. Seulement 4,5 % sont devenues des zones humides potentielles (cultures), principalement situées sur les petits tributaires (Figure 4.9, secteur A), en limite avec les versants. En 1978, la part des zones humides effectives diminue légèrement par rapport à 1952 (93,3 % de l'enveloppe des zones humides). Quelques prairies humides sont remplacées par des cultures, en particulier sur la partie privée des marais de Sougéal (Figure 4.9, secteur B). En 2006, la dégradation des zones humides effectives se poursuit tout en restant faible vis-à-vis d'autres bassin-versants (Clément *et al.*, 2011) puisque 90,6 % de la superficie totale de l'enveloppe de zones humides est restée effective (Figure 4.9, secteur B). Quelques cultures sont implantées sur les tributaires et aussi la partie privée du marais de Sougéal. De nombreux plans d'eau permanents sont créés sur les tributaires.

Tableau 4.7 – Dynamique des zones humides potentielles et effectives entre 1952 et 2006 (exprimée en % de la superficie totale des zones humides)

	ZH POTENTIELLES	ZH EFFECTIVES
1952	4,5	95,5
1978	6,7	93,3
2006	9,4	90,6

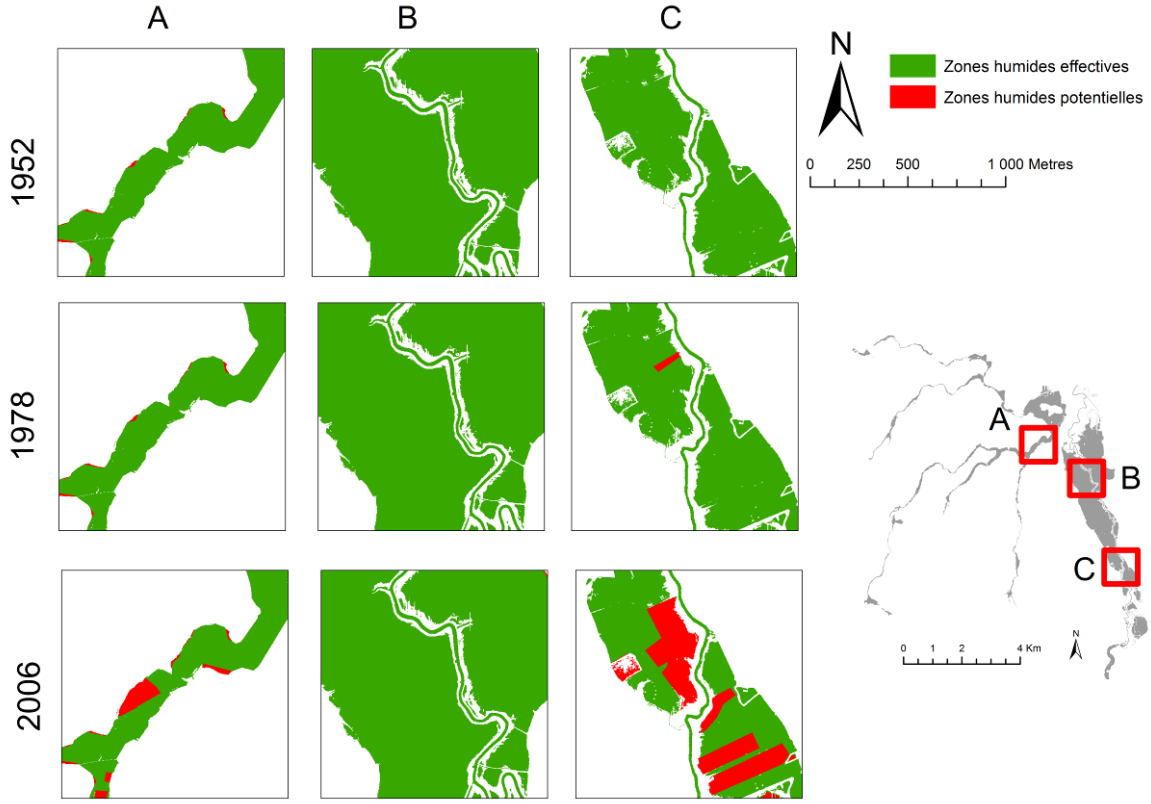


Figure 4.9 – Dynamique des zones humides effectives (en vert) entre 1952 et 2006 pour trois secteurs (A, B, C)

4.3. Discussion

La délimitation des zones humides potentielles repose sur des critères topographiques dérivés des MNT (Mérot *et al.*, 2003). Les MNT sont soit photo-interprétés manuellement, soit traités automatiquement en calculant des indices morpho-métriques. Cependant ces indices présentent plusieurs limites : la résolution spatiale des MNT employés (au mieux 50 mètres) ne permet pas de délimiter les zones humides dont la largeur est inférieure à cette taille (Sanders et Brett, 2007) ; le substrat géologique est supposé être homogène, ce qui est rarement le cas ; les zones humides de plateau ou de résurgences ne sont pas prises en compte. Les données LiDAR fournissent une information topographique plus détaillée que le SCAN25 de l'IGN ® (0,1 m contre 2,5m en z) et permettent de caractériser finement la micro-topographie, comme par exemple les bourrelets alluviaux ou les talus. Ces données présentent un potentiel pour délimiter finement les zones humides.

L'utilisation conjointe de la BD Scan-Géol et du SCAN 25 permet d'identifier globalement les zones humides potentielles à travers une approche simple de croisement de couches spatialisées. Toutefois, ces données ne permettent pas de cartographier les zones humides potentielles avec une précision supérieure au 1/50 000ème, ni de détecter les variations topographiques inférieures à 2,5 mètres.

Les données LiDAR permettent d'identifier beaucoup plus précisément les zones humides potentielles que les données utilisées classiquement (BD Scan-Géol ou Scan-25) .à travers la caractérisation des fonds de vallées. La délimitation effectuée à partir du MNT LiDAR normalisé par rapport aux cours d'eau (MNCE) est plus précise que la délimitation réalisée à partir du MNT normalisé par rapport au niveau de la mer. Les zones humides potentielles sont identifiées aussi bien sur des petites vallées (Strahler ≤ 2) que sur de vastes plaines alluviales (Stralher ≥ 3).

En effet, les données utilisées classiquement (BD Scan-Géol ou SCAN 25) ont une résolution spatiale horizontale et verticale insuffisante pour délimiter les zones humides potentielles avec une précision supérieure au 1/50 000ème. L'enveloppe des zones humides potentielles est surestimée puisqu'elle englobe les bas de versants et les bourrelets alluviaux qui sont rarement humides. Cependant, ces données sont facilement accessibles pour les gestionnaires et ont une couverture nationale du territoire importante (BD Scan-Géol) voire exhaustive (SCAN 25), ce qui les rendent intéressantes dans le cadre de démarches de porté à connaissance (I-MAGE CONSULT, 2006a; I-MAGE CONSULT, 2006b).

Les données LiDAR permettent de caractériser la micro-topographie avec une précision élevée, puisque les bourrelets alluviaux sont identifiés. La densité de points des données LiDAR utilisée (4 points/m²) dans cette étude semble exagérée au vue de l'objectif visé. Une densité de point inférieure (0,2 point/m²) semblerait suffisante pour caractériser les principaux éléments topographiques (Bater et Coops, 2009). D'autres sources de données comme les données RADAR interférométriques peuvent permettre de caractériser la topographie avec une précision suffisante pour identifier les fonds de vallées dans les secteurs où la végétation n'est pas dense (Sanders et Brett, 2007). Contrairement aux données interférométriques, les données LiDAR permettent elles de caractériser la topographie avec une précision horizontale et verticale élevée, y compris dans les secteurs boisés.

Les résultats obtenus sur le site de la Zone Atelier Armorique montrent que la méthode développée ici, aussi bien à partir des données utilisées classiquement qu'à partir des données

LiDAR, est adaptée et validée ici pour la détection de zones humides de bas-fonds de vallées. Il serait intéressant de tester cette méthodologie dans d'autres contextes comme les zones humides de plateaux ou de pentes. Dans cette étude, nous avons choisi de ne pas dériver un indice topographique de saturation des sols à partir des données LiDAR comme le préconisent Mérot *et al.*, (2006). En effet, la présence d'éléments anthropiques comme les remblais de routes ou les fossés peuvent affecter les résultats de modélisation des flux (Barber et Shortridge, 2005).

L'approche développée à partir de la photo-interprétation du MNT dérivé des données LiDAR est la plus simple des méthodes que nous avons appliquées. Elle permet de délimiter correctement les zones humides potentielles au 1/50 000ème. En revanche, la photo-interprétation du MNT aux échelles fines pose des difficultés de repérage des fonds de vallées ou des bourrelets alluviaux dues aux variations permanentes des critères d'interprétation. En effet, la teinte est déterminée suivant les valeurs (altitudes) maximales et minimales de la zone d'affichage. De fait, l'altitude associée à la teinte du MNT varie à chaque déplacement de la zone d'affichage. Le traitement automatique du MNT n'apporte pas de bons résultats. Cela s'explique par la complexité à définir des critères topographiques ou seuils de délimitation robustes. En effet, l'altitude d'un fond de vallée en amont de bassin peut aussi correspondre à l'altitude du sommet d'une colline en aval de bassin.

L'approche développée à partir du MNCE n'est pas sensible à cette variation d'altitude puisque la référence n'est plus le niveau de la mer mais celui du cours d'eau. De fait, l'altitude du MNCE pour un point situé en fond de vallée est toujours proche de zéro, quelle que soit sa situation sur le bassin versant. Cela facilite la photo-interprétation du MNCE, mais aussi son traitement automatique car les seuils de délimitation varient uniquement en fonction de l'ordre de Strahler du cours d'eau, qui peut être aisément déterminé avec un SIG. De fait, la précision des résultats obtenus par traitement automatique est proche de celle des résultats obtenus par photo-interprétation. Dans les deux cas, le critère de délimitation (teinte ou valeur seuil) est fixe. La délimitation obtenue à partir du MNCE prend en considération les limites entre les zones humides et les versants d'une part et les bourrelets alluviaux d'autre part. Néanmoins, la production du MNCE demande des prétraitements importants qui doivent être effectués vallée par vallée. De plus, les seuils altimétriques nécessaire à la délimitation sont à calibrer à partir d'observations pédologiques et phytosociologiques effectuées sur le terrain. Cette approche semble être adaptée à la délimitation externe mais aussi interne des zones humides (dépressions, zones intermédiaires…). L'information apportée par le MNCE peut ouvrir de nouvelles possibilités pour la modélisation hydrologique des flux de surface au sein des zones humides.

La méthode présentée ici est intéressante car elle permet à partir de photographies aériennes et de l'enveloppe des zones humides potentielles de délimiter et suivre la dynamique des zones humides effectives à l'échelle d'un bassin-versant avec une précision de 1/50 000ème.

Les photographies aériennes utilisées sont disponibles sur l'ensemble du territoire français, cependant la qualité des clichés peut être fluctuante suivant les missions et affecter la qualité de la photo-interprétation de l'occupation du sol. Le temps consacré au prétraitement de la trentaine de clichés (numérisation, corrections géométriques, mosaiquage) est conséquent et peut devenir une limite sérieuse sur des zones d'étude de superficie supérieure.

La caractérisation au 1/50 000ème de l'occupation des sols a été effectuée par photo-interprétation afin de détecter les zones humides dégradées (surfaces bâties, terres arables, plans d'eau) au sein de l'enveloppe des zones humides potentielles. Une caractérisation plus fine de la végétation serait possible à partir de l'utilisation de données de télédétection THRS, et permettrait

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

ainsi de délimiter avec précision les zones humides effectives (voir CHAPITRE 6 :). En l'absence de relevés terrain, nous n'avons pu valider statistiquement la précision de l'interprétation des photographies aériennes. Si dans l'ensemble, l'indice de confiance est élevé, des confusions sont possibles entre les prairies humides et certaines cultures ou prairies non humides.

La dynamique des zones humides effectives entre 1952 et 2006 permet d'une part d'identifier les secteurs vulnérables à une intensification agricole, un étalement des surfaces bâties et des plans d'eau permanents, et d'autres part de délimiter les zones dites de négociation et de restauration (Mérot *et al.*, 2006). La méthodologie appliquée ici permet aussi de caractériser l'évolution globale de l'occupation des sols entre 1952 et 2006. D'après Mérot *et al.* (2006), les fonctions s'expriment au sein des zones humides efficaces qui englobent les zones humides effectives mais aussi parfois potentielles.

La caractérisation de la végétation des zones humides effectuée ici au 1/50 000ème est insuffisante pour mener une évaluation fonctionnelle. Une caractérisation plus détaillée est nécessaire pour pouvoir en dériver des descripteurs fonctionnels (voir chapitres 6 et 7).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 4 :

Ce chapitre présente l'évaluation des données utilisées classiquement et de données de télédétection THRS pour la délimitation des zones humides potentielles et effectives (Mérot *et al.*, 2006) qui est nécessaire à l'application ultérieure d'une démarche d'évaluation fonctionnelle de ces zones. La méthodologie développée a été appliquée sur la Zone Atelier Armorique.

Les résultats obtenus confirment que les données utilisées classiquement dans les démarches de porté à connaissance (BD Scan-Géol, Scan 25) permettent d'identifier globalement l'enveloppe des zones humides potentielles. Ils montrent aussi que l'utilisation d'un MNT dérivé de données LiDAR n'apporte que peu d'améliorations à leur délimitation, même quand les données LiDAR ont une très bonne résolution horizontale et verticale. Cela s'explique par la difficulté à déterminer des critères contextuels de délimitation, que cela soit par traitement automatique ou par photo-interprétation. En effet, la détermination de critères topographiques nécessite d'exprimer l'altitude en relatif non plus en fonction du niveau de la mer, mais par rapport aux cours d'eau. Or, cette information est exprimée dans un MNCE (Modèle Numérique de Cours d'Eau), qui est un MNT normalisé par rapport au cours d'eau. Les résultats que nous avons obtenus en dérivant un MNCE de données LiDAR a ainsi permis de délimiter finement les zones humides potentielles en excluant les bourrelets alluviaux au sein de la zone humide. De plus, les résultats obtenus par approche orientée-objet sont similaires à ceux obtenus par photo-interprétation, ce qui permet d'envisager une application de cette démarche de délimitation des zones humides potentielles sur de vastes territoires. Les photographies aériennes de 1952, 1978 et 2006 permettent d'identifier par photo-interprétation les limites grossières des zones humides effectives et leur dynamique. L'apport de données de télédétection peut permettre de produire de caractériser la végétation des zones humides à une échelle suffisamment fine pour d'une part déterminer la limite précise des zones humides effectives et d'autre part dériver des descripteurs fonctionnels (voir CHAPITRE 6 :).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CHAPITRE 5 : LA DÉTECTION ET LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE

Introduction *148*
5.1. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir d'images acquises par télédétection passive *149*
5.1.1. Méthodologie 149
5.1.1.1. Sites d'étude 149
5.1.1.2. Données 149
5.1.1.3. Typologie du réseau hydrographique 152
5.1.1.4. Identification et caractérisation par photo-interprétation 153
5.1.1.5. Détection et caractérisation par approche orientée-objet 153
5.1.1.6. Validation des résultats 156
5.1.2. Résultats 156
5.1.2.1. Détection du réseau hydrographique 156
5.1.2.2. Caractérisation du réseau hydrographique 159
5.1.3. Discussion 164
5.2. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir de données LiDAR *166*
5.2.1. Méthodologie 166
5.2.1.1. Sites d'étude 166
5.2.1.2. Données 166
5.2.1.3. Typologie morpho-phytologique et typologie fonctionnelle 167
5.2.1.4. Calcul des MNT à partir des données LiDAR 169
5.2.1.5. Classification des MNT par approche orientée-objet 170
5.2.2. Résultats 171
5.2.2.1. Caractérisation de la morphologie d'un fossé 171
5.2.2.2. Détection du réseau hydrographique 173
5.2.2.3. Caractérisation du réseau hydrographique 177
5.2.3. Discussion 180
Synthèse du CHAPITRE 5 : *182*

INTRODUCTION

Le réseau hydrographique, qui comprend les cours d'eau ainsi que l'ensemble des fossés, conditionne l'hydrodynamique de la zone humide. Sa cartographie, détaillée et exhaustive, est nécessaire à la bonne compréhension de son fonctionnement. Si les grands cours d'eau sont déjà généralement cartographiés dans la plupart des régions du monde, ce n'est pas toujours le cas des petits cours d'eau, et encore moins du réseau de drainage et d'irrigation. Or, ce réseau, dont la densité et l'état évoluent en fonction des activités anthropiques, joue un rôle primordial dans l'hydrodynamique des zones humides.

Les inventaires du réseau hydrographique effectués sur le terrain sont souvent incomplets du fait des difficultés d'accessibilité, du temps nécessaire pour effectuer les relevés, et de la multitude et de la petite taille des éléments à cartographier. Par exemple, dans le cadre de l'élaboration du référentiel national sur l'eau (décret ministériel n°2009-1543 du 11 décembre 2009), le ministère de l'Environnement français a entrepris de faire réaliser par l'IGN une cartographie de l'ensemble des éléments aquatiques superficiels du territoire français à partir de la photo-interprétation de la BD ORTHO. Cette couche, nommée BD CARTHAGE (Base de Données sur la CARtographie Thématique des Agences de l'eau et du ministère de l'Environnement), comprend une partie du réseau hydrographique, à savoir les cours d'eau et les principaux canaux de drainage et d'irrigation. Toutefois, cette couche d'information spatialisée ne peut être utilisée pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides, et ceci pour deux raisons : d'une part, cette cartographie est incomplète, car elle omet le réseau de petits fossés qui forme la majorité du réseau hydrographique ; d'autre part, elle manque de précision spatiale, en particulier dans les milieux fermés tels que les surfaces boisées ou les friches.

Ainsi, le recours à des données de télédétection est envisagé afin de produire une cartographie détaillée du réseau hydrographique sur des secteurs géographiques étendus. En dehors de la BD ORTHO, il existe actuellement une gamme étendue de données de télédétection qui peuvent potentiellement être utilisées pour la cartographie du réseau hydrographique, tant dans le domaine de la télédétection passive que de la télédétection active. Par exemple, des études montrent les potentialités du LiDAR pour la caractérisation de la morphologie du réseau hydrographique en milieu montagnard (Cavalli *et al.*, 2008) ou forestier (James *et al.*, 2007). Des travaux portant sur la caractérisation des surfaces en eau à partir de données Ikonos permet d'identifier des éléments très fins (Sawaya *et al.*, 2003). Or, à quelques exceptions près, ces données sont très peu utilisées (Bailly *et al.*, 2006; Vianello *et al.*, 2009; Hunt et James, 2010; Murphy *et al.*, 2008; Liu et Zhang, 2011)ou n'ont pas encore fait l'objet d'évaluations pour ce type d'application. Par ailleurs, la photo-interprétation des données de télédétection présente des inconvénients qui sont aujourd'hui bien connus : temps de production, clés de photo-interprétation utilisées pas toujours explicitées et variations peuvant être constatées d'un photo-interprète à l'autre. Enfin, la plupart des études portant sur la cartographie du réseau hydrographique se concentrent sur l'identification des éléments du réseau sans pour autant les caractériser (Vianello *et al.*, 2009; Murphy *et al.*, 2008; Liu et Zhang, 2011). Or, des informations telles que la largeur ou la profondeur des cours d'eau et fossés sont indispensables pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides, tant sur le plan hydrologique que biogéochimique ou écologique.

Dans ce contexte, les objectifs de ce chapitre sont de: (1) déterminer les potentialités et les limites de différents capteurs de télédétection passifs ou actifs pour cartographier le réseau

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

hydrographique de façon détaillée, (2) développer une méthodologie permettant de détecter, dans la mesure du possible de façon automatique, l'ensemble du réseau hydrographique inclus dans les zones humides d'un bassin versant, (3) caractériser les éléments identifiés afin de les intégrer dans une démarche d'évaluation fonctionnelle. La démarche mise en œuvre pour atteindre ces objectifs devrait permettre de répondre aux questions suivantes : Quelles sont les données de télédétection les plus adaptées à la détection et à la caractérisation du réseau hydrographique fonctionnel ? Quelle est la précision des résultats obtenus par approche automatique comparativement à la précision atteinte en utilisant la photo-interprétation assistée par ordinateur?

Ce chapitre est composé de deux parties : la première évalue la potentialité des données acquises par télédétection passive pour détecter la caractériser le réseau hydrographique, alors que la seconde se concentre sur des données acquises par télédétection active à partir d'un LiDAR

5.1. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir d'images acquises par télédétection passive

Si les données de télédétection HRS multispectrales, de type Landsat-5 TM ou SPOT-4, peuvent permettre d'identifier les grandes rivières ou les grands canaux (Al-Khudhairy *et al.*, 2001), elles paraissent en revanche inappropriées pour la détection et la caractérisation des petits fossés qui constituent pourtant l'essentiel du réseau hydrographique (voir CHAPITRE 2 : section 2.2). Les images multispectrales THRS possèdent des résolutions spatiales comprises entre 5 x 5 m et 0,5 x 0,5 m qui peuvent être suffisante pour identifier les plus petits éléments du réseau hydrographique tel que les fossés (Bailly *et al.*, 2006). L'objectif de cette partie est centré sur l'évaluation des données THRS multispectrales pour la cartographie du réseau de fossés.

5.1.1. Méthodologie

5.1.1.1. Sites d'étude

Les deux sites test retenus, d'une superficie de 2500 m² chacun, sont localisés respectivement sur les marais d'Aucey et Boucey sur la rive droite du Couesnon. Ils possèdent un réseau de fossés important, totalisant 12377 mètres sur le marais d'Aucey et 8774 mètres sur celui de Boucey (Figure 5.1). Une description détaillé de ces deux sites est présentée CHAPITRE 3 : section3.1. Sur le site de Boucey, 41,7 % du linéaire du réseau de drainage est associé au réseau bocager contre 1,8 % sur le marais d'Aucey. Cette situation s'explique par les pratiques agricoles différenciées. Sur la commune de Boucey, la fauche y est pratiquée et les parcelles doivent être entourées par un réseau de haies entretenues. Sur la commune d'Aucey, les prairies sont essentiellement destinées à la pâture et le réseau bocager y est très lâche. Le site d'Aucey comprend quatre types différents de fossés caractérisés selon leur largeur et leur profondeur, à savoir les fossés de drainage, les fossés d'évacuation, les fossés de circulation et les canaux, tandis que le site de Boucey n'en comprend que trois, les canaux n'y étant pas présents.

5.1.1.2. Données

Les données acquises par télédétection passive sont obtenues à partir de capteurs qui enregistrent le rayonnement solaire réfléchi par la surface de la Terre. Dans le cadre de cette étude, des données acquises par plusieurs capteurs passifs ayant des résolutions spatiales comprises entre 5 mètres pour SPOT-5 à 0,5 mètre pour l'orthophotoplan sont utilisées. (Figure

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

5.1 et Tableau 5.1). Des fusions entre les bandes panchromatiques et multi-spectrales ont été réalisées pour les images SPOT-5, KOMPSAT-2 et Quickbird selon la méthode Gram-Schmidt (Laben et Brower, 2000). L'intérêt de cette fusion est d'associer la résolution spatiale de la bande panchromatique (4 fois supérieure à celle des bandes multispectrales) à la résolution spectrale des bandes multispectrales. Les images issues de l'orthophotoplan, de KOMPSAT ou de SPOT-5 ont été acquises en période estivale (entre juin et septembre) avec des niveaux d'eau bas et après une fauche des prairies. De fait, la plupart des fossés sont à sec et ne peuvent être détectés via la présence d'eau. De plus, les fossés en milieu de parcelle présentent une végétation rase (fauchée) alors que ceux localisés en bordure possèdent une végétation herbacée plus développée car non fauchée. La canopée des haies associées à certains fossés peu les masquer totalement ou en partie. L'image Quickbird a été acquise en période hivernale avec saturation en eau des sols et des fossés. Les fossés, en eau, sont alors facilement identifiables par rapport aux prairies adjacentes peu ou pas inondées. Ainsi, la comparaison des résultats de détection des fossés entre les différentes images doit non seulement prendre en considération les caractéristiques des images mais aussi la date de prise de vue qui a un impact sur les niveaux d'eau et la hauteur de la végétation herbacée.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

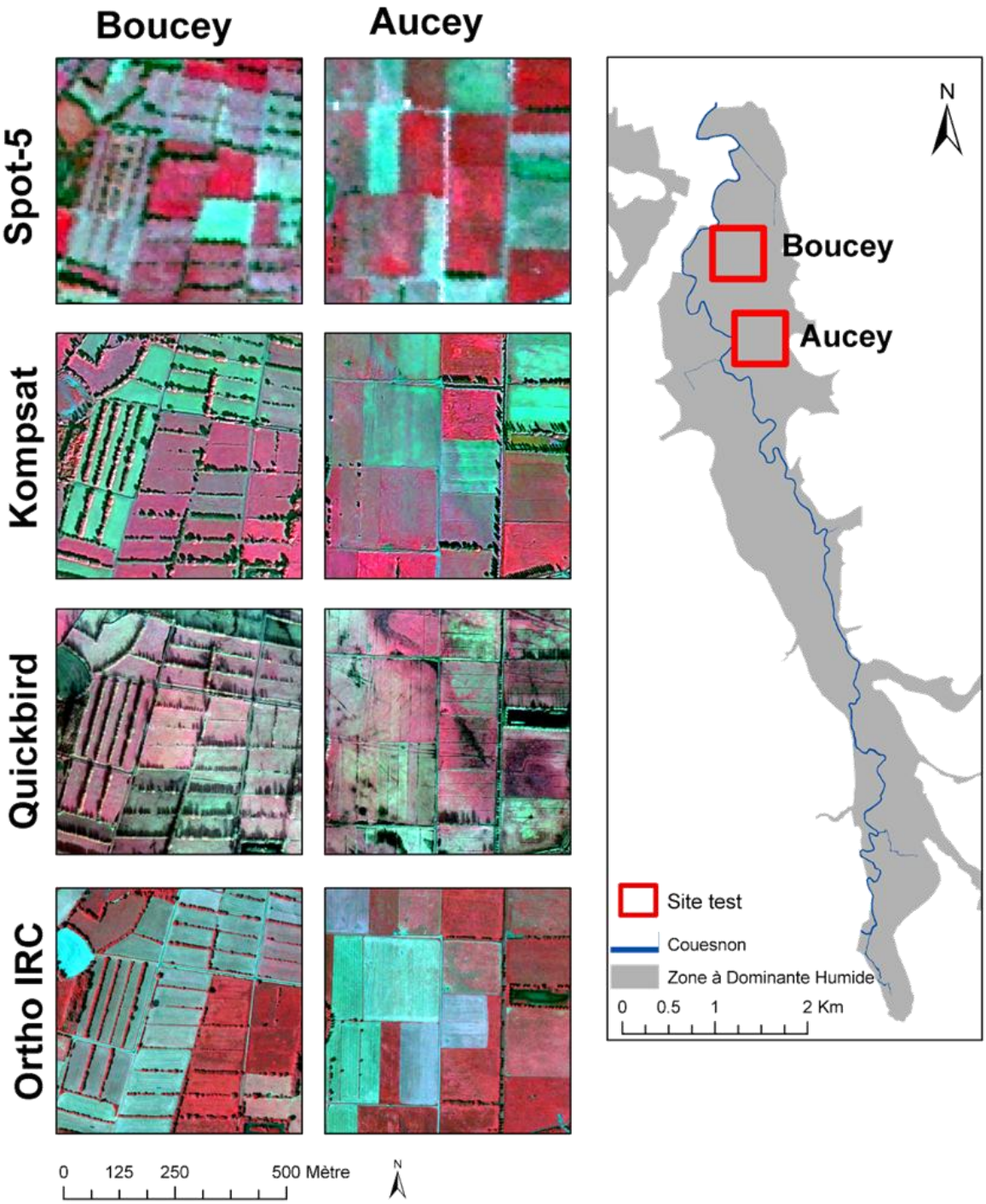


Figure 5.1 – Extraits des images acquises par télédétection passive utilisées sur les sites de Boucey et Aucey

Tableau 5.1 – Caractéristiques des images de télédétection utilisées

Plateforme	Capteur	Date de prise de vue (dd/mm/yyyy)	Bandes spectrales (en µm)	Résolution spatiale (en m)
Avion-IGN	Caméra	07/06/2006	Bleu Vert Rouge	0,5
			Vert Rouge Proche-infrarouge	0,5
Satellite KOMPSAT-2	MSC	28/09/2008	Panchromatique : 0,45-0,90	1
			Bleu : 0,45-0,52 Vert : 0,52-0,60 Rouge : 0,63-0,69 Proche-infrarouge : 0,76-0,90	4
Satellite Quickbird-2	RPC00B	09/01/2008	Panchromatique : 0,40-0,90	0,6
			Bleu : 0,45-0,52 Vert : 0,52-0,60 Rouge : 0,63-0,69 Proche-infrarouge : 0,76-0,90	2,4
Satellite SPOT-5	HRG	24/09/2002	Panchromatique: 0,49-0,69	5
			Vert : 0,49-0,61 Rouge : 0,61-0,68 Proche-infrarouge : 0,68-0,89 Moyen-infrarouge : 1,58-1,75	10

5.1.1.3. Typologie du réseau hydrographique

Le rôle fonctionnel des fossés dépend de leur morphologie et aussi de leur entretien :

Les grands fossés assurent l'entrée ou la sortie rapide de l'eau dans la zone humide. Ils participent aux principaux transferts entre la rivière et les zones humides et jouent donc un rôle important dans la régulation des crues. Ainsi, la détection de leur présence permet d'évaluer la rétention de l'eau.

La détection de la présence des petits fossés permet aussi d'évaluer la rétention de l'eau, puisqu'ils assurent quant à eux cette fonction en période de crue. Ils favorisent également la dénitrification car l'eau y est momentanément stagnante. Une évacuation rapide de l'eau diminue l'efficacité de ce processus, puisque c'est le long des petits fossés dans lesquels l'eau stagne que la dénitrification est la plus efficace. De plus, ces petits fossés favorisent la biodiversité (flore, batraciens, insectes...) en tant qu'éléments constitutifs d'un corridor écologique. A priori, tous les fossés sont connectés, mais l'absence d'entretien peut entraîner une déconnexion partielle ou totale du fait d'un encombrement par la végétation ou de la présence d'un bouchon lié à des dépôts de sédiments. Enfin, les petits fossés de bord de route constituent un type particulier de fossés : ils sont régulièrement entretenus afin d'assurer le drainage et la diffusion rapide de l'eau pour éviter la dégradation des routes.

Ainsi, la typologie des fossés retenue pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides devrait être déterminée selon la largeur et la profondeur du fossé, la continuité de son écoulement (Tableau 1,2). Toutefois, dans la mesure où la largeur du fossé et la continuité de son écoulement ne peuvent être cartographiées à partir de données acquises par télédétection passive, la typologie

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

retenue ne comprend pas ces deux critères. Toutefois, l'affectation d'un type d'écoulement à chaque classe de fossé a été effectuée partiellement et de façon indirecte à travers leur proximité à la route, qui témoigne le plus souvent d'un entretien du fossé et donc de la continuité de l'écoulement. Cependant, il peut arriver que des grands fossés ne soient plus entretenus ou que des petits fossés aient un écoulement permanent.

Tableau 5.2. Typologie retenue pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides par télédétection

Typologie	Nature	Entretien	Écoulement
Grand fossé	Largeur >1 m	Oui	Permanent
Petit fossé hors bord de route	Largeur <1 m	Non	Temporaire
Fossé de bord de route	Bord de route	Oui	Temporaire

5.1.1.4. Identification et caractérisation par photo-interprétation

La détection du réseau hydrographique par photo-interprétation assistée par ordinateur a été réalisée selon des critères de teinte (noire ou très foncée), de forme (linéaire et rectiligne) et de contexte (présence d'une bordure de végétation « naturelle », présence d'une route et/ou d'une haie avec ou plus rarement sans talus). Ensuite, chaque fossé a été caractérisé selon sa largeur. L'approche choisie ici est celle de l'identification « directe » du réseau de fossés à partir des éléments visibles sur l'image (réseau linéaire et rectiligne de teinte noire ou très foncée témoignant de la présence de l'eau). Il aurait été possible d'identifier systématiquement le réseau hydrographique de façon indirecte à travers la présence de haies bocagères le bordant, mais cette approche aurait généré une incertitude dans la représentation du réseau en intégrant dans ce dernier des routes bordées d'arbres sans fossés.

5.1.1.5. Détection et caractérisation par approche orientée-objet

La méthodologie mise en œuvre pour cartographier de façon automatique le réseau hydrographique, ici les fossés et les canaux, repose sur détection des fossés par filtre linéaire suivi d'une caractérisation de leur largeur à travers une approche orientée-objet (Figure 5.2). Cette approche reprend les critères d'identification et de caractérisation utilisés pour la photo-interprétation. De par les variations spatio-temporelles des états hydriques et/ou de densité de couverture végétale de chaque fossé, il n'apparaît pas pertinent de proposer une démarche de détection s'appuyant sur leurs réponses spectrales. En revanche, tous les fossés présentent une caractéristique commune : ils sont de forme linéaire et se distinguent de leur environnement immédiat par leur état hydrique et/ou leur couverture végétale, ce qui se traduit sur les images par des réponses spectrales différentes entre les pixels associés aux fossés et ceux des parcelles adjacentes. L'application d'un filtre linéaire semble appropriée pour détecter non seulement les fossés en eau avec ou sans couvert herbacé, mais aussi les fossés à sec avec un couvert herbacé. La caractérisation morphologique selon la largeur des fossés, (la profondeur n'étant pas caractérisable à partir d'images multispectrales) nécessite de considérer les fossés, détectés préalablement à l'aide d'un filtre linéaire, non plus en tant que pixels mais en tant qu'objets. Pour cette raison, nous avons choisi d'appliquer une approche orientée-objet (voir CHAPITRE 2 : section 2.3.2.2).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Cette méthode comprend deux phases : la première vise à extraire les éléments linéaires composant le réseau hydrographique, tandis que la seconde consiste à affecter les éléments extraits à une catégorie de réseau définie auparavant.

La phase de détection automatique du réseau hydrographique a été réalisée par filtre linéaire avec le logiciel eCognition. Nous avons privilégié une méthode de type conservatrice (Conservative approach) qui produit le moins de bruits possible (surdétection < 5 %), quitte à diminuer le pourcentage de fossés bien détecté, car il est plus aisé de corriger une classification avec peu d'erreurs de surdétection puis de compléter les éléments manquants par photo-interprétation que de rectifier un nombre important de sur-détections, sachant qu'il existe aussi toujours des omissions à combler.

Dans un premier temps, le réseau hydrographique été mis en évidence avec l'algorithme « Line Extraction ».

Dans un premier temps, le réseau hydrographique a été mis en évidence par filtre linéaire. Les filtres de convolution directionnel de type Sobel ou laplacien (Haralick *et al.*, 1987) ont été utilisés pour la détection d'éléments linéaires. Ces filtres détectent les lignes en tenant seulement compte des différences locales de valeurs de gris de l'image sans prendre en considération son environnement. Steger (1998) propose une méthode pour extraire les éléments linéaires et leur largeur à partir d'une approche géométrique en tenant compte de la largeur maximale des lignes à extraire et les contrastes entre les lignes et leur environnement (Wessel et Wiedemann, 2003). En comparaison avec les filtres de convolution de type directionnel de type Sobel ou Laplacien, cette méthode présente l'avantage de prendre en compte 8 paramètres décrivant la forme mais aussi le contexte des éléments linéaires.

L'ensemble de ces paramètres et les configurations testées sont présentées dans le Tableau 5.3. La première configuration permet de détecter les petits fossés alors que la seconde est destinée à la détection des grands fossés. On peut observer que les deux configurations sont similaires, à l'exception du paramètre « Largeur approximative de la ligne ». L'extraction du réseau hydrographique a été appliquée sur la bande 1 fusionnée car elle permet une meilleure discrimination du réseau hydrographique qui se distingue mieux de son environnement comparé aux autres bandes. La largeur de bande pour chaque image correspond à celles indiquées dans le (Tableau 5.1). Cela correspond à la gamme du bleu excepté pour l'image SPOT-5 (vert) et les BD Ortho (composante bleu). Le second paramètre est « Orientation de la ligne ». Une approche itérative permet de définir l'orientation entre 0 et 180° avec un intervalle de 5° par rapport à l'axe horizontale de l'image. La première itération définie une orientation de 0°, la seconde de 5°, la troisième de 10°….l'itération se poursuit jusqu'à atteindre 180°. Cette amplitude permet d'inclure toutes les orientations possibles du réseau hydrographique. Le troisième paramètre est la « Longueur minimale de la ligne ». Elle a été fixée à 20 mètres afin d'exclure tous les éléments linéaires inférieurs à ce seuil (essentiellement du bruit, comme un sillon de labour dans une parcelle agricole). Le quatrième paramètre est la « Largeur approximative de la ligne » : celle-ci est fixée à 1 mètre pour les petits fossés et 5 mètres pour les grands fossés. Le cinquième paramètre est la « Largeur de la bordure » qui correspond à la zone d'interface ou de transition entre l'élément linéaire et ses voisins surfaciques. Cette largeur est fixée à 2 mètres, ce qui correspond approximativement à la transition entre le fossé et son environnement. Le sixième paramètre est la « Similarité maximum de la ligne par rapport à la bordure ». Ce paramètre permet de définir la différence minimale entre la valeur des pixels de l'élément linéaire et ses pixels voisins non linéaires. Les valeurs sont comprises entre 0 (très faible similarité) et 1 (très forte similarité). La

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

valeur choisie est de 0,85 car certains fossés ont des valeurs spectrales proches de leur environnement. Le septième paramètre est la « Variance minimale des pixels de la ligne ou de la bordure » qui est fixée à 0,00 car certains fossés sont en eau et peuvent présenter des valeurs spectrales homogènes. Enfin, le huitième paramètre « Différence moyenne minimale des pixels de la ligne par rapport à la bordure » permet de discriminer les éléments linéaires plus clairs que leur voisinage (par exemple une route bitumée) à ceux plus foncés que leur voisinage (par exemple un fossé). Une valeur supérieure à 0,0 ne détecte que les lignes « brillantes ». Une valeur inférieure à 0,00 ne détecte que les lignes « sombres ». Une valeur égale à 0,00 permet de détecter les lignes « brillantes » et « sombres ». La valeur définie ici est -0,02 car les valeurs spectrales des fossés sont souvent plus faibles que celles de leur voisinage.

Tableau 5.3 – Paramètres retenus pour l'extraction linéaires des fossés et configurations sélectionnées pour la détection des petits et grands fossés

Paramètres	Configuration Petits fossés	Configuration Grands fossés
Bande	1-fusionnée	1-fusionnée
Orientation de la ligne	0-180° (/5°)	0-180° (/5°)
Longueur minimale de la ligne	20 m	20 m
Largeur approximative de la ligne	1,0 m	5,0 m
Largeur de la bordure	2,0 m	2,0 m
Similarité maximum de la ligne par rapport à la bordure	0,85	0,85
Variance minimale des pixels de la ligne ou de la bordure	0,00	0,00
Différence moyenne minimale des pixels de la ligne par rapport à la bordure	-0,02	-0,02

Une fois les deux configurations appliquées, les éléments linéaires issus de la configuration « Petits fossés » ont été ajoutés à ceux issus de la configuration « Grands fossés ». Puis l'image résultante a été segmentée avec l'algorithme « Segmentation Multi-seuillage » afin de dériver des objets linéaires parmi les groupes de pixels aux valeurs les plus élevées et donc susceptibles de constituer une partie d'un fossé. Cette étape permet également de ne pas prendre en compte les pixels isolés qui constituent probablement des erreurs de surdétection.

Dans une seconde phase, les objets linéaires extraits ont été classés selon un seul critère, leur largeur, le critère de profondeur n'étant pas exploitable à partir de données acquises par télédétection passive (Tableau 5.2). Les objets dont la largeur est inférieure ou égale à un mètre ont été classés dans la catégorie « Petit fossé », tandis que les autres objets ont été classés comme « Grand fossé ». Enfin, une requête spatiale sous SIG portant sur les objets fossés classés et la couche vecteur routes a permis d'identifier la classe « Fossé de bord de route ».

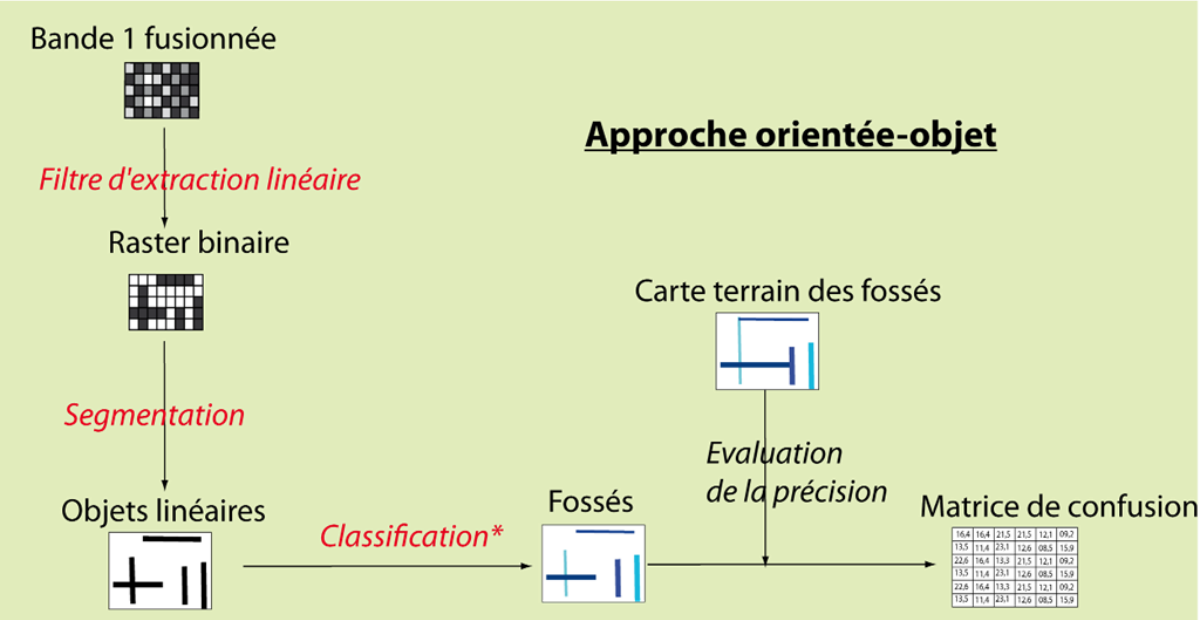


Figure 5.2 - Méthodologie d'extraction et de classification du réseau hydrographique à partir de données acquises par télédétection passive

5.1.1.6. Validation des résultats

La carte de référence du réseau hydrographique a été obtenue à partir de la photo-interprétation des données LiDAR. Le réseau représenté sur cette carte totalise 21,1 km sur les deux sites test. Cette carte a été elle-même validée par un relevé de 6,9 km de fossés identifiés et caractérisés effectué sur le terrain (Lanoé, 2008). Ainsi, la précision de la carte de référence du réseau hydrographique réalisée à partir des données LiDAR a été évaluée à 100%.

La carte de référence a été croisée avec les cartes du linéaire hydrographique dérivées des images optiques afin d'évaluer la précision de ces dernières. Les résultats sont exprimés en pourcentage de longueur du réseau hydrographique bien détecté, sous-détecté et surdétecté. L'évaluation de la qualité de la caractérisation est ensuite obtenue en croisant la carte de référence avec la classification.

5.1.2. Résultats

5.1.2.1. Détection du réseau hydrographique

Les résultats de la détection du réseau hydrographique à partir de données acquises par télédétection passive sont présentés sur le Tableau 5.4 pour l'ensemble des deux sites et Figure 5.3 pour chacun des deux sites.

Sur l'ensemble des deux sites, l'approche automatique a permis de détecter 02,2 à 36,1 % de la longueur totale du réseau hydrographique et avec 00,4 à 27,7 % de surdétection. Les résultats sont globalement meilleurs par photo-interprétation : 02,3 à 53,8 % de linéaire bien détecté et une surdétection très faible comprise entre 00,0 et 04,1 %. L'analyse automatique de l'image SPOT-5 n'a permis de détecter que 02,2 % de la longueur totale mais avec une surdétection également très faible (00,4%). La résolution spatiale trop faible de l'image (5 m en panchromatique) permet d'identifier uniquement le grand canal. Les résultats obtenus par photo-interprétation sont similaires et confirment la trop faible résolution spatiale de l'image. L'analyse

automatique de l'image KOMPSAT-2 a permis de détecter 07,5 % de la longueur totale du réseau hydrographique et avec 18,0 % de surdétection. L'approche par photo-interprétation a permis de détecter 16,6 % de la longueur totale avec 04,1 % de surdétection. Les résultats sont un peu meilleurs que ceux obtenus à partir de SPOT 5. Mais la résolution spatiale de l'image KOMPSAT-2 (1 mètre en panchromatique) ne permet d'identifier que les canaux et une partie des grands fossés. Les fossés sont mieux détectés sur les surfaces fauchées. Néanmoins, les cartographies produites ont une précision plus élevées que celles issues des orthophotoplans et ce, malgré leur résolution spatiale deux fois plus fine. La hauteur de végétation herbacée et la profondeur spectrale semblent être les deux critères qui expliquent ces différences de précision. Le traitement automatique de l'image Quickbird a permis de détecter plus d'un tiers (36,1%) de la longueur totale du réseau hydrographique et avec une surdétection assez faible (11,1 %). L'approche par photo-interprétation a permis de détecter plus de la moitié de la longueur totale du réseau hydrographique (53,8 %) et avec une surdétection quasi-nulle (01,3%). Ces résultats s'expliquent par la résolution spatiale fine (0,6 m) de l'image, sa profondeur spectrale et sa période d'acquisition (fossés remplis d'eau). Malgré tout, plus de la moitié du réseau hydrographique n'est pas détecté par photo-interprétation, soit à cause de la canopée, soit à cause de la très faible largeur des fossés (< 0,5m). L'analyse de la BD Ortho montre des résultats similaires à ceux de la BD Ortho IRC : par approche automatique, seulement 18,6 % de la longueur totale du réseau hydrographique a été détectée avec une surdétection de 27,7 % pour la BD Ortho et 22,3 % pour la BD Ortho IRC. Par photo-interprétation, seulement 07,7 % et 08,0 % de la longueur totale du linéaire est détectée à partir de la BD Ortho et BD Ortho IRC avec une surdétection nulle. Malgré la résolution spatiale fine des images (0,5m), la précision des cartes est relativement faible et inférieure à celle issue des données Quickbird alors que la résolution spatiale est proche (±0,1 mètre). La différence s'explique d'une part par la faible profondeur spectrale des orthophotoplans (espace RGB) et d'autre part par la saison d'acquisition (début d'été) durant laquelle les fossés sont à sec et la végétation herbacée très développée. La similarité des résultats entre les orthophotoplans vraies couleurs et infrarouge traduit encore une fois la faible profondeur spectrale de l'espace RGB. En effet, l'apport de l'infrarouge est négligeable.

Tableau 5.4– Pourcentage de linéaire bien détecté, sous détecté et surdétecté selon la méthode de traitement et le type de capteur pour l'ensemble des deux sites.

	Auto					PIAO				
	SPOT-5	KOMPSAT	Quickbird	Ortho	Ortho IRC	SPOT-5	KOMPSAT	Quickbird	Ortho	Ortho IRC
% Bien détecté	02,2	07,5	36,1	18,6	18,6	02,3	16,6	53,8	07,7	08,0
% Sous-détecté	97,8	92,5	63,9	81,4	81,4	97,7	83,4	46,2	92,3	92,0
% Surdétecté	00,4	18,0	11,1	27,7	22,3	00,0	04,1	01,3	00,0	00,3

Les résultats sont sensiblement différents sur les deux zones test d'Aucey et de Boucey, montrant ainsi l'influence des structures paysagères sur la détection du réseau hydrographique (Figure 1,3).

Que cela soit par approche automatique ou par photo-interprétation, les résultats sont meilleurs sur le marais d'Aucey et ce, quelque soit l'image. Par approche automatique, entre 3,3 et 46,3 % de la longueur totale du linéaire a été détectée par traitement automatique sur le marais d'Aucey (absence des haies) contre 00,8 à 21,7 % sur le marais de Boucey (présence des haies).

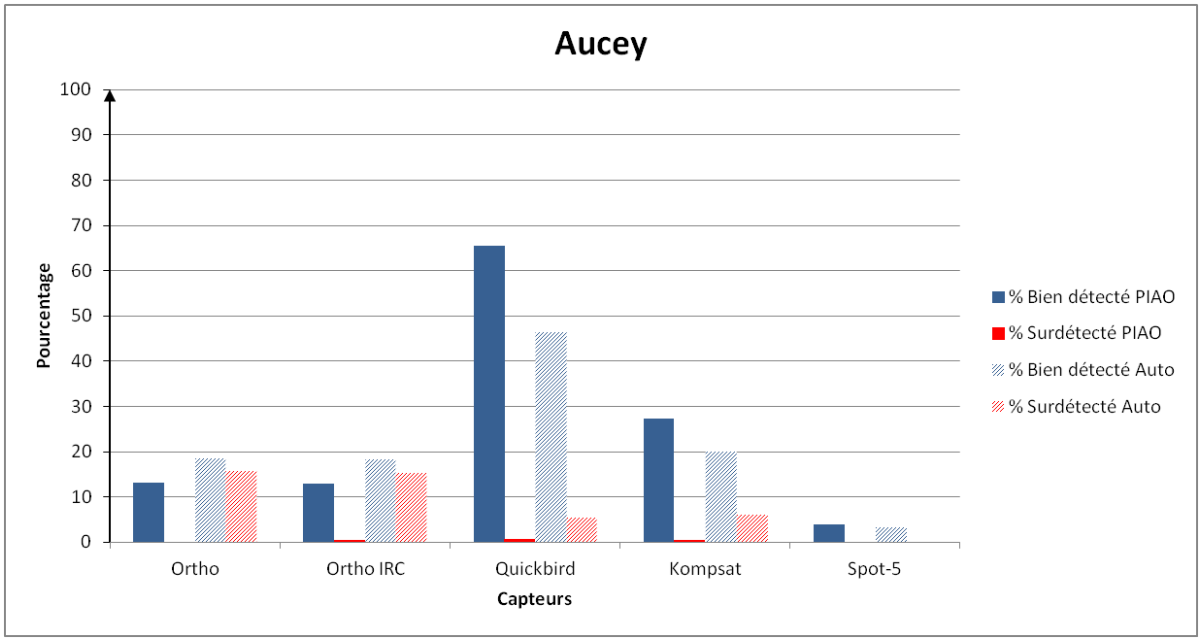
Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Les cartographies dérivées de l'image SPOT-5 par approche automatique ont des résultats très faibles aussi bien sur le marais d'Aucey que Boucey (respectivement 03,3 et 00,8 % du linéaire bien détecté). L'approche par photo-interprétation n'a permis de détecter que le grand canal présent sur le marais d'Aucey alors qu'aucun fossé n'a pu être identifié sur le marais de Boucey. La date d'acquisition, en fin d'été, n'est pas optimale car les niveaux d'eau sont au plus bas.

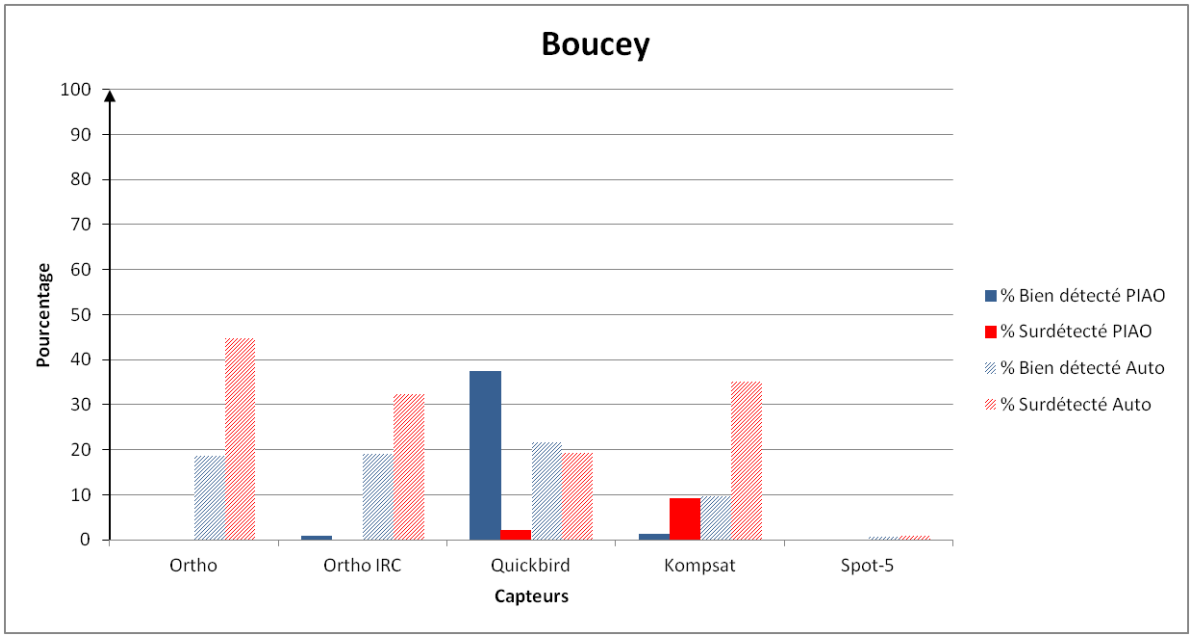
Les cartographies dérivées de l'image KOMPSAT-2 par approche automatique présentent une précision plus faible sur le marais de Boucey comparée à Aucey avec respectivement 9,8 et 20,0 % du linéaire correctement détecté et 35,1 contre 5,9 % de surdétection. Ces erreurs s'expliquent par la présence d'ombres portées des haies bocagères, nombreuses sur Boucey, qui ont des signatures spectrales et des formes linéaires semblables aux fossés. Des confusions ont aussi lieu entre les fossés et certains chemins. Les cartographies obtenues par photo-interprétation confirment ce constat puisque 27,4% de la longueur totale des fossés a été détectée sur Aucey contre seulement 1,3 % sur Boucey.

Les cartographies dérivées de l'image Quickbird montrent aussi une disparité entre les marais d'Aucey et Boucey. Par approche automatique, presque la moitié du linéaire (46,3 %) est correctement détecté avec une surdétection faible (5,3 %) sur Aucey alors que sur Boucey, seulement 21,7 % de la longueur total du réseau est correctement détecté avec une surdétection importante (19,5 %). Cette surdétection est expliquée par l'importance des ombres portées des arbres, d'autant plus marquée que la position du soleil est à cette saison (janvier) proche de l'horizon. Par photo-interprétation, près des deux tiers du réseau de fossé a pu être détecté sur le marais d'Aucey contre un tiers sur le marais de Boucey (respectivement 65,5 et 37,2 % de la longueur totale). Malgré l'absence de feuilles dans les arbres et la saturation en eau des fossés, les résultats de détection des fossés restent bien inférieurs sur le marais bocager de Boucey par rapport au marais ouvert d'Aucey.

Les cartographies du réseau hydrographique dérivées des orthophotoplans vraies couleurs (BD Ortho) ou infrarouge couleur (BD Ortho IRC) par approche automatique ont des taux de détection correcte similaires sur les deux marais. En revanche, les taux de surdétection sont beaucoup plus élevés sur le marais de Boucey (44,9 % pour la BD Ortho et 32,3 % pour la BD Ortho IRC) comparé au marais d'Aucey (15,6 % pour la BD Ortho et 15,1 % pour la BD Ortho IRC). Les fossés bien détectés correspondent à des « erreurs positives ». Les fossés ne sont pas détectés en tant que tel, mais indirectement via des limites linéaires de parcelles ou d'usages des sols (fauchée/non fauchée) qui leurs sont parfois associées. Par photo-interprétation, il a été possible d'identifier sur le marais d'Aucey 13,2 et 13,0 % du réseau hydrographique à partir des BD Ortho et Ortho IRC alors qu'aucun fossé n'a pu être identifié sur Boucey.



a



b

Figure 5.3 –Précision de la cartographie du réseau hydrographique à partir de données acquises par télédétection passive sur les marais d'Aucey (a) et de Boucey (b)

5.1.2.2. Caractérisation du réseau hydrographique

Les résultats de la caractérisation du réseau hydrographique obtenus à partir de données acquises par télédétection passive sont présentés dans le (Tableau 5.5). L'analyse de l'image SPOT-5 par approche automatique a permis de caractériser correctement les quelques éléments des éléments détectés sur le marais d'Aucey, soit 3,2 % de la longeur totale du réseau hydrographique. A l'inverse, sur le marais de Boucey, aucun des éléments du réseau hydrographique n'a été correctement caractérisé. La photo-interprétation de l'image SPOT-5 sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement les quelques éléments du réseau

hydrographique détecté, soit 3,9 % de la longueur totale. Aucun élément n'a été identifié ni caractérisé par photo-interprétation sur le marais de Boucey.

L'analyse automatique de l'image KOMPSAT-2 sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement 54,8 % de la longueur totale des fossés détectés, soit 10,9 % sur l'ensemble du réseau hydrographique. La précision est moins bonne sur le marais de Boucey puisque 36,9 % de la longueur totale des éléments détectés a été correctement caractérisé, soit seulement 3,6 % de la longueur totale du réseau hydrographique. La photo-interprétation de l'image KOMPSAT-2 sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement 95,8 % de la longueur totale des fossés préalablement détectés, soit 26,2 % de la longueur totale du réseau hydrographique. Sur le marais de Boucey, les éléments détectés sont tous correctement caractérisés mais ne représentent que 1,3 % de la longueur totale du réseau hydrographique.

L'analyse automatique de l'image Quickbird sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement la quasi-totalité (90,0 %) de la longueur totale des fossés détectés, soit 41,6 % sur l'ensemble du réseau hydrographique. La précision de la caractérisation est nettement moins bonne sur le marais de Boucey puisque 42,8 % de la longueur totale des fossés identifiés a été correctement caractérisé, ce qui représente seulement 9,3 % de la longueur totale du réseau hydrographique. Par photo-interprétation, l'analyse de l'image Quickbird sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement 98,6 % de la longueur totale du réseau hydrographique détecté, soit 64,5 % de la longueur totale du réseau hydrographique. La précision de caractérisation est bonne sur le marais de Boucey (85,5 % de la longueur totale des éléments détectés) mais ne représente que 11,5 % de la longueur totale du réseau hydrographique.

L'analyse automatique de la BD Ortho et BD Ortho IRC sur le marais d'Aucey a permis de caractériser correctement respectivement 36,6 et 46,5 % de la longueur totale des fossés détectés, soit respectivement 6,8 et 8,5 % de la longueur totale du réseau hydrographique. Sur le marais de Boucey, l'analyse de la BD Ortho et BD Ortho IRC a permis de bien caractériser respectivement 30,2 et 31,5 % de la longueur totale des éléments détectés, soit respectivement 5,6 et 6,0 % de la longueur totale du réseau hydrographique. La photo-interprétation de la BD Ortho et BD Ortho IRC sur le marais d'Aucey a permis de bien caractériser l'ensemble des fossés préalablement détectés, soit respectivement 13,2 et 12,9 % de la longueur totale du réseau hydrographique. Sur le marais de Boucey, aucun fossé n'a été détecté à partir de la BD Ortho et les quelques éléments détectés à partir de la BD Ortho IRC ont tous été mal caractérisés.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 5.5 – Précision globale de caractérisation en % de linéaire parmi les fossés bien identifiés (gras) et l'ensemble des fossés (italique)

	Aucey		Boucey	
	Auto	PIAO	Auto	PIAO
SPOT-5	100,0 *3,2*	100,0 *3,9*	0,00 *0,00*	Nd *nd*
KOMPSAT-2	54,8 *10,9*	95,8 *26,2*	36,9 *3,6*	100,0 *1,3*
Quickbird	90,0 *41,6*	98,6 *64,5*	42,8 *9,3*	85,5 *11,5*
BD Ortho	36,6 *6,8*	100,0 *13,2*	30,2 *5,6*	Nd *nd*
BD Ortho IRC	46,5 *8,5*	100,0 *12,9*	31,5 *6,0*	0,00 *0,00*

Les Figure 5.4 et Figure 5.5 sont des représentations cartographiques des erreurs de détection et de caractérisation du réseau hydrographique sur les marais d'Aucey et de Boucey en fonction du type d'approche, du capteur utilisé et de la présence de surfaces boisées.

Sur le marais d'Aucey, l'approche automatique a permis de détecter et caractériser correctement une partie du réseau hydrographique, surtout à partir de l'image Quickbird. Les erreurs de surdétection sont nombreuses sur la cartographie dérivée de la BD Ortho IRC. Par photo-interprétation, mis à par l'image Quickbird, les autres images n'ont pas permis de dériver une cartographie correcte du réseau hydrographique.

Sur le marais de Boucey, la localisation des erreurs d'omission met en évidence le rôle de la canopée. Par approche automatique, la présence de surface boisée masque non seulement le réseau hydrographique mais en plus engendre des erreurs de surdétection par la présence d'ombres portées. Les cartographies du réseau hydrographique sont très incomplètes, même par photo-interprétation.

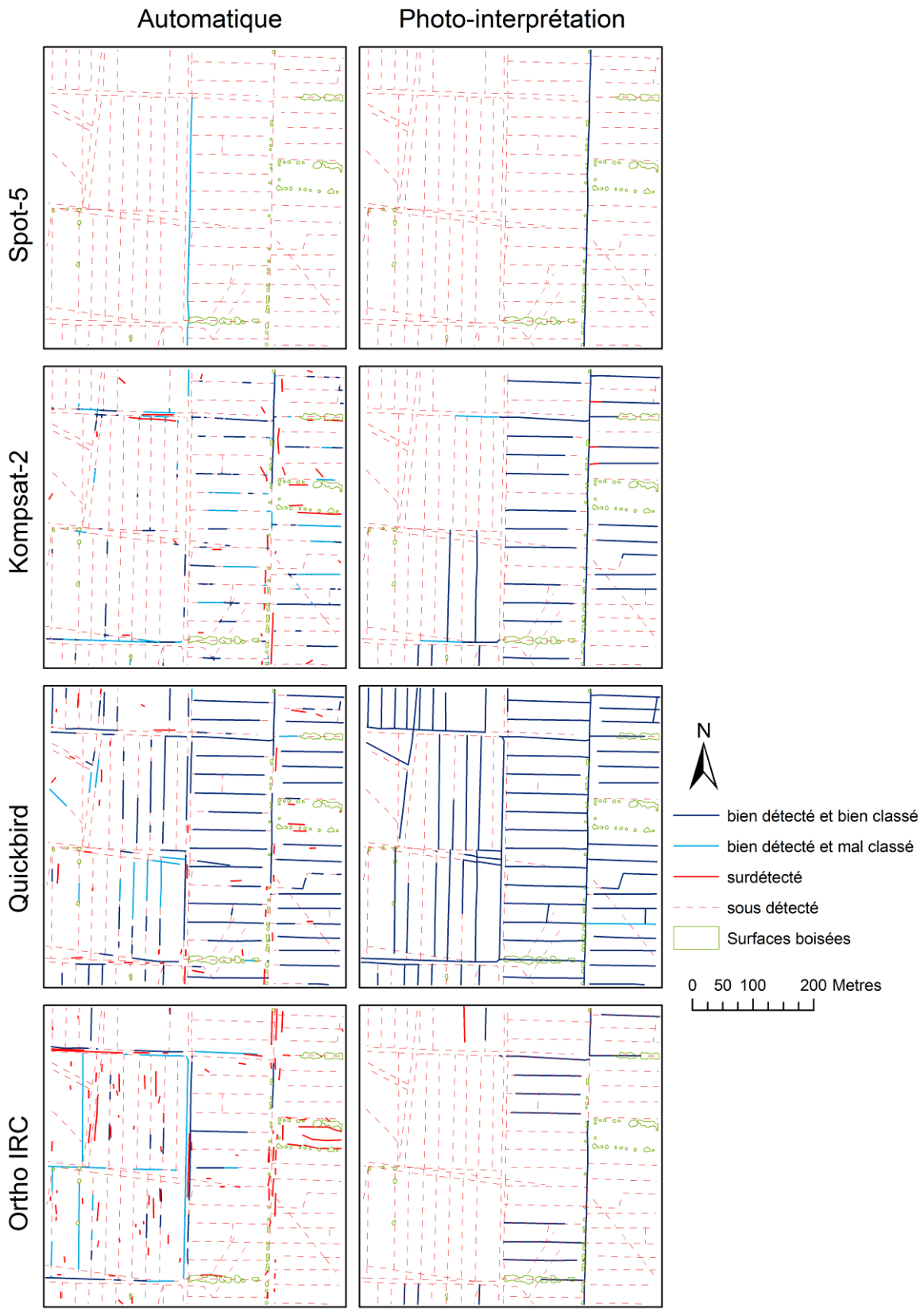


Figure 5.4 - Cartes de localisation des erreurs de détection et/ou de caractérisation du réseau hydrographique sur le marais d'Aucey à partir des données acquises par télédétection passive



Figure 5.5 - Cartes de localisation des erreurs de détection et/ou de caractérisation du réseau hydrographique sur le marais de Boucey à partir des données acquises par télédétection passive

5.1.3. Discussion

Les résultats mettent en évidence sept facteurs limitant la détection du réseau hydrographique à partir des données de télédétection passives testées: la résolution spatiale des capteurs, la profondeur spectrale des bandes, l'heure d'acquisition du capteur, la saison d'acquisition, l'état hydrique des fossés, le degré d'ouverture des milieux et le mode de gestion agricole. Le premier facteur limitant est la résolution spatiale des capteurs. L'identification du réseau hydrographique, et en particulier des fossés les plus fins, nécessite l'usage de capteurs ayant une résolution spatiale ≤ 1 mètre. Des capteurs à la résolution plus grossière, de type SPOT-5, peuvent permettre d'identifier uniquement les éléments linéaires les plus larges tels que les canaux principaux. Le second facteur limitant est la résolution spectrale du capteur. A des résolutions spatiales (≤ 1 mètre) et à une période d'acquisition (été) similaires, le réseau hydrographique est mieux identifié à partir de données KOMPSAT-2 qu'à partir de l'orthophotoplan. En effet, les orthophotoplans sont livrés sous formes de composition colorée au format RGB avec les bandes du bleu, du vert et du rouge pour l'orthophotoplan vraies couleurs et avec les bandes du vert, du rouge et du proche infrarouge pour l'orthophotoplan infrarouge couleur. S'il est adapté pour un usage « grand public », ce traitement réduit la résolution spectrale des images pourtant nécessaire à la discrimination automatique des éléments paysagers. Le troisième facteur est l'heure d'acquisition des images, ou plus précisément la position du soleil au moment de la prise de vue. Si la position du soleil est proche du nadir, les ombres portées sont peu développées. A l'inverse, si l'image est acquise lorsque le soleil est proche de l'horizon (période hivernale ou fin d'après-midi), les ombres portées sont très présentes et deviennent une source de confusion importante. Le quatrième facteur est la saison d'acquisition : hors période estivale, la présence de brumes localisées est fréquente, en particulier au dessus des zones humides, ce qui peut empêcher l'exploitation d'une partie de l'image. Le cinquième facteur limitant est l'état hydrique du réseau hydrographique : les fossés en eau (voir image Quickbird-Figure 5.1) ont une réponse spectrale facilement identifiable (forte à très forte absorption du rayonnement solaire dans les parties visible et PIR et IRM du spectre) par rapport aux fossés à sec qui se confondent avec la végétation avoisinante. La période d'acquisition idéale correspond donc à une saturation en eau limitée au réseau de drainage. Le sixième facteur limitant est le degré d'ouverture des milieux : l'identification du réseau hydrographique est possible uniquement sur les milieux ouverts, c'est-à-dire sans couverture végétale ou bâtie. Dans les zones humides, le réseau hydrographique est souvent associé à un couvert arboré, que cela soit dans une prairie bocagère, dans des friches arborées ou des bois humides. Les données acquises par télédétection passive ne permettent donc qu'une cartographie partielle du réseau hydrographique. Le septième et dernier facteur limitant est le mode de gestion des surfaces agricoles : le réseau hydrographique est plus facilement identifiable sur une prairie pâturée ou récemment fauchée, c'est-à-dire avec une végétation rase, que sur des prairies couvertes par une végétation herbacée haute. Une grande partie des fossés sont situés sur des limites parcellaires qui ne sont ni fauchées, ni pâturées, ce qui rend leur détection délicate.

L'application d'une méthode de classification automatique du réseau hydrographique par approche orientée-objet nécessite l'usage préalable d'une méthode de détection des éléments linéaires de l'image. Des tests réalisés à partir d'une segmentation directement appliquée sur l'image « brute » et une classification des objets selon la forme et leur teinte ne permettent pas d'identifier les fossés. Une grande partie de la qualité de la classification dépend donc du réglage des huit paramètres de l'algorithme de détection des éléments linéaires utilisé ici, en l'occurrence

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

l'algorithme « Line extraction » inclus dans le logiciel eCognition. Les valeurs optimum attribuées pour chacun des huit paramètres ont été déterminées progressivement à partir de différents tests. La méthode de traitement automatique n'apporte pas de résultats convaincants, excepté à partir de l'image Quickbird sur le marais d'Aucey, là où la conjoncture de facteurs limitant est la moins marquée, c'est-à-dire avec une résolution spatiale fine, des fossés en eau bien identifiables et un milieu ouvert sans canopée. Un recours à la photo-interprétation doit donc être privilégié pour les images dérivées des autres capteurs.

La caractérisation du réseau hydrographique à partir de données de télédétection passive a été effectuée selon la largeur du fossé, la mesure de sa profondeur n'étant pas possible. Les résultats montrent que la caractérisation par approche orientée-objet n'apporte pas de bons résultats. Seule la photo-interprétation de l'image Quickbird sur le marais d'Aucey permet de caractériser correctement le réseau hydrographique de façon automatique. Les erreurs de caractérisation sont expliquées par la qualité géométrique de délimitation des objets « fossé » qui surestime leur largeur moyenne. En effet, la largeur d'un fossé peu par endroit être surestimée et ainsi augmenter la largeur moyenne de l'objet. En revanche, la photo-interprétation permet une bonne caractérisation des éléments linéaires préalablement détectés.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

5.2. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir de données LiDAR

Les données de télédétection HRS et THRS passives présentent plusieurs limites à la cartographie du réseau hydrographique : (1) la résolution spatiale de ces images est souvent insuffisante et ne permet de détecter que les principaux cours d'eau et canaux ; (2) la détection du réseau sous couvert arboré ou herbacé est très difficile voir impossible ; (3) la caractérisation de la des fossés et cours d'eau se limite à leur largeur. Les données actives de type LiDAR présentent le potentiel de caractériser la microtopographie, dont les fossés et les cours d'eau, y compris sous couvert arboré (voir Chapitre 2, section 2.1.3). L'objectif de cette section est d'évaluer les potentialités des données LiDAR pour cartographier le réseau de fossés et canaux des marais d'Aucey et Boucey.

5.2.1. Méthodologie

5.2.1.1. Sites d'étude

Voir section 5.1.1.1. Sites d'étude

Les sites test retenus sont situés sur les marais d'Aucey et Boucey et de Sougéal. Les sites tests d'Aucey et Boucey, de 25 hectares chacun permettent d'estimer l'impact de la présence de haies boisées sur la précision des résultats. Sur le marais de Boucey, les fossés sont fréquemment associés à des haies alors qu'elles sont absentes du marais d'Aucey. Le site test de Sougéal, correspond à un marais ouvert, pâturé et en partie inondé lors de l'acquisition des données LiDAR.

5.2.1.2. Données

Les données LiDAR sont présentées CHAPITRE 4 : section 4.1.1.

Afin d'évaluer les potentialités des données LiDAR pour la cartographie du réseau hydrographique, des relevés topographiques ont été effectués sur le terrain le long de deux transects présentant des morphologies différentes (Figure 5.6 et Figure 5.7). Le premier transect, d'une longueur de 100 mètres, est localisé sur un secteur plat du marais de Sougéal (dénivelé < 30 cm) alors que le second transect, localisé sur le marais de Boucey, couvre un fossé de 50 cm de profondeur. Les mesures on été effectuées sur le terrain entre mars et décembre 2009 à l'aide d'un théodolite (Trimble M3 Station Totale) et d'un GPS différentiel (Trimble GeoXH) avant d'être intégrées dans une base de données SIG.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

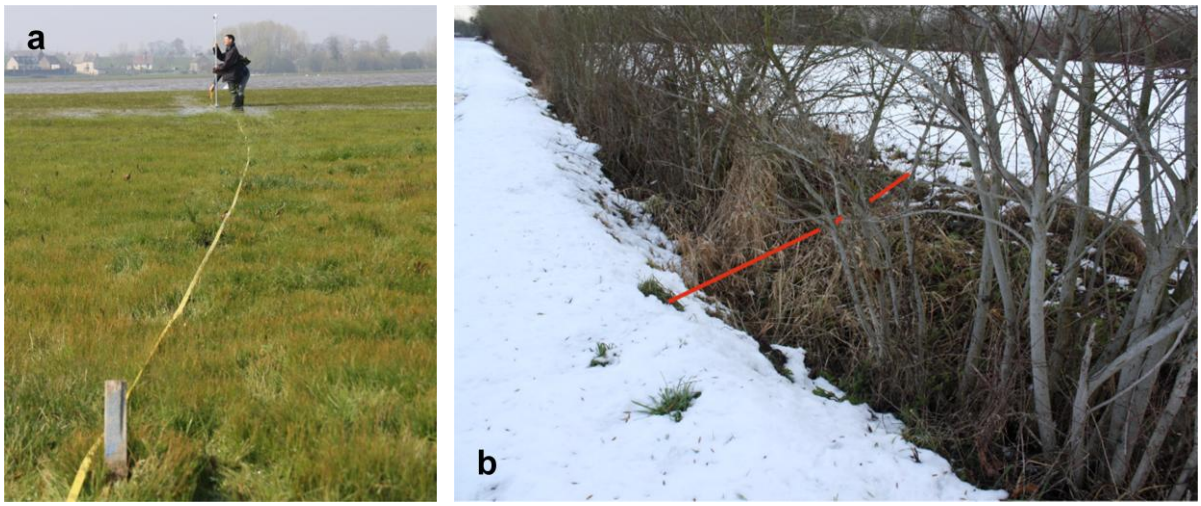


Figure 5.6– Les deux transects : (a) marais de Sougéal, 100 mètres de longueur sur un secteur plat et dégagé ; (b) marais de Boucey, 4 mètres de longueur sur un profil de fossé

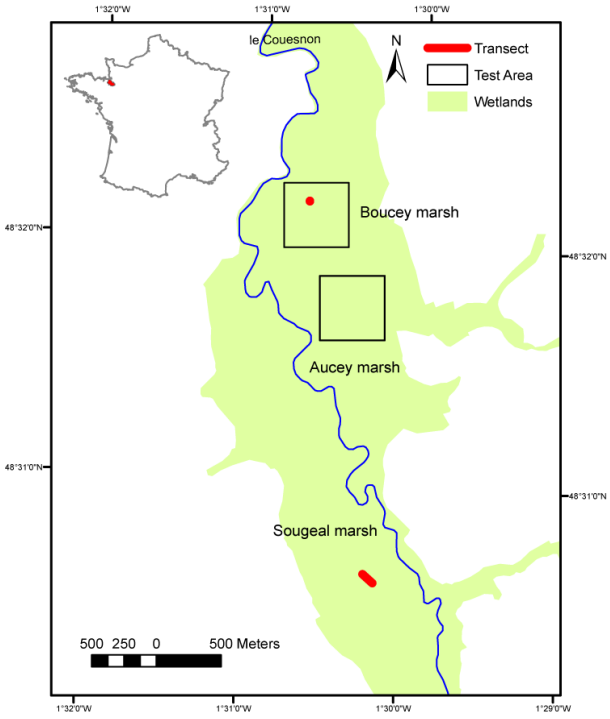


Figure 5.7- Localisation des sites d'étude

5.2.1.3. Typologie morpho-phytologique et typologie fonctionnelle

Le réseau hydrographique des marais d'Aucey et Boucey est composé d'éléments de nature, d'usage ou de morphologie variés et qui influent de façons différentes sur l'hydrodynamique des zones humides. Il est nécessaire de classer ce réseau hydrographique selon une typologie afin de les caractériser.

Le Tableau 5.6 présente la typologie employée lors d'un diagnostic phyto-écologique et reprise ici pour la caractérisation du réseau hydrographique à partir des données LiDAR. Cette typologie se base sur les caractéristiques morphologiques et phytologiques des fossés (Lanoé, 2008).

Tableau 5.6. Typologie à partir de descripteurs morphologiques et phytologiques reprise pour la caractérisation du réseau hydrographique à partir des données LiDAR

Typologie	Description
Fossé de drainage	0 <profondeur <20 cm, n'induit pas de variation entre la végétation du lit et la parcelle attenante
Fossé de circulation	20< profondeur< 50 cm, induit une variation entre la végétation du lit et la parcelle adjacente
Fossé d'évacuation	profondeur >50 cm, induit de grandes variations entre la végétation du lit et parcelle adjacente
Canal	profondeur >50 cm et largeur > 1 m

La Figure 5.8 illustre cette typologie phyto-morphologique par des profils en coupe.

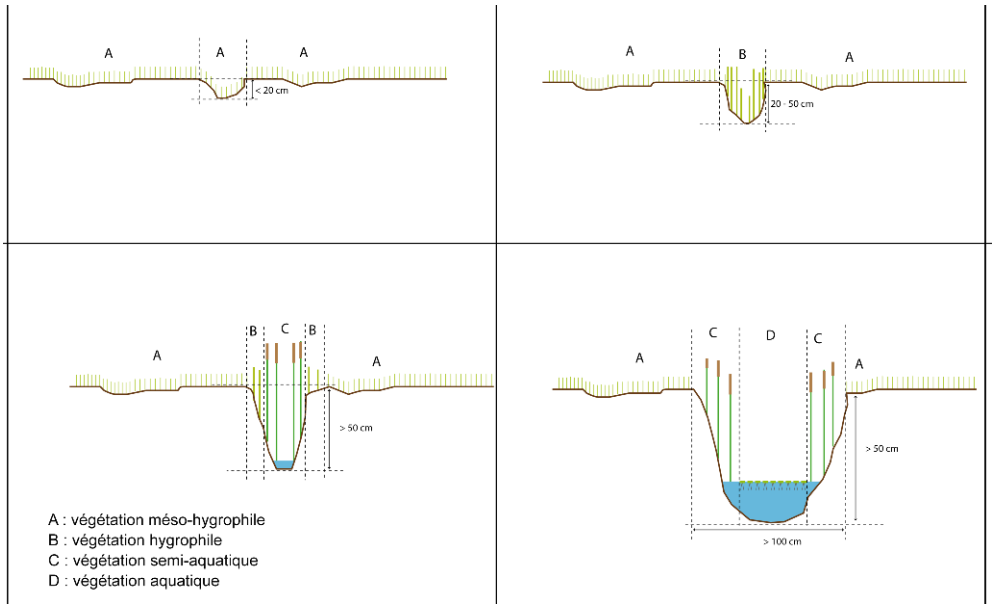


Figure 5.8 – Typologie phyto-morphologique des fossés en période estivale : fossé de drainage (en haut à gauche), fossé de circulation (en haut à droite), fossé d'évacuation (en bas à gauche) et canal (en bas à droite).

La carte du réseau hydrographique produite à partir des données LiDAR avec la typologie morpho-phytologique doit permettre de dériver des indicateurs exprimés selon une typologie fonctionnelle. Il est donc nécessaire d'établir une correspondance entre ces deux typologies (Tableau 5.7).

Tableau 5.7. Correspondances entre la typologie utilisée pour la caractérisation du réseau hydrographique et la typologie fonctionnelle des zones humides

Typologie fonctionnelle	Typologie phyto-morphologique
Grand fossé	Fossé d'évacuation Canal
Petit fossé	Fossé de drainage Fossé de circulation

5.2.1.4. Calcul des MNT à partir des données LiDAR

La mission d'acquisition des données LiDAR a permis d'obtenir une densité élevée de points « sol » (4 pts/m²). Nous avons cherché à déterminer la densité de point « sol » minimale nécessaire pour cartographier le réseau hydrographique de façon exhaustive. Pour cela, nous avons souhaité sous échantillonner le semi de point « sol » et observer l'impact de la diminution de la densité de points sur la qualité de la détection et de la caractérisation du réseau hydrographique. Les données LiDAR ont été sous-échantillonnées aléatoirement avec le logiciel CloudCompare (www.danielgm.net/cc/) de façon à obtenir trois nouveaux nuages de points avec des densités moyennes de 3, 2 et 1 point/m². Nous avons choisi d'analyser les données LiDAR non pas sous forme de semi de points mais sous forme de MNT. En effet, les méthodes d'extraction de l'information à partir de données raster sont aujourd'hui largement employées et nous semblent plus appropriées à une démarche opérationnelle comparées aux méthodes d'analyse en 3D qui sont encore exploratoires. Plusieurs algorithmes d'interpolation permettent de dériver des MNT à partir des données LiDAR (voir CHAPITRE 2 : section 2.3.2.2). Nous avons choisi de tester les plus utilisés d'entre eux afin de comparer leur potentialité pour la caractérisation du réseau hydrographique selon la densité de points. Les retours LiDAR classés en « Sol » ont été utilisés pour dériver des MNT selon quatre méthodes d'interpolation : Nearest Neighbors (NN), Inverse Distance Weighted (IDW), Spline et Krigeage Ordinaire. L'ensemble des paramètres fixés pour ces calculs sont présentés pour le site de Sougéal dans le Tableau 5.8 et pour les sites d'Aucey et Boucey dans le Tableau 5.9. Pour les méthodes de Krigeage, un variogramme a été calculé pour chacun des deux site-test. L'analyse des variogrammes a montré que chaque site présente des distributions spatiales des valeurs altimétriques différentes qui justifient l'utilisation de deux modèles statistiques (puissance et exponentiel). La résolution des pixels des MNT a été fixée à 0,5 mètre, ce qui permet de repérer les fossés les plus fins tout gardant une taille de fichier manipulable. Les calculs ont été effectués pour les quatre densités de points afin d'évaluer l'impact de la diminution du nombre de points sur la précision de caractérisation des fossés. Les différences d'altitude moyenne entre les mesures terrain et les MNT ont été évaluant en calculant l'erreur quadratique moyenne entre les deux (Root Mean Square Error, RMSE).

Tableau 5.8- Paramètres d'interpolation utilisés pour le site de Sougéal

Interpolation	Paramètres
NN	Aucun
IDW	Puissance =2 ; Rayon de recherche=variable avec 12 points
Spline	Type=tension ; Poids = 0,1 ; Nombre de points=12
Kriging	Type de Variogramme = Puissance Puissance 1,27 , Longueur 150, Pente 0,005, Effet pépite 0,01,,

Tableau 5.9 – Paramètres d'interpolation utilisés pour les sites d'Aucey et Boucey

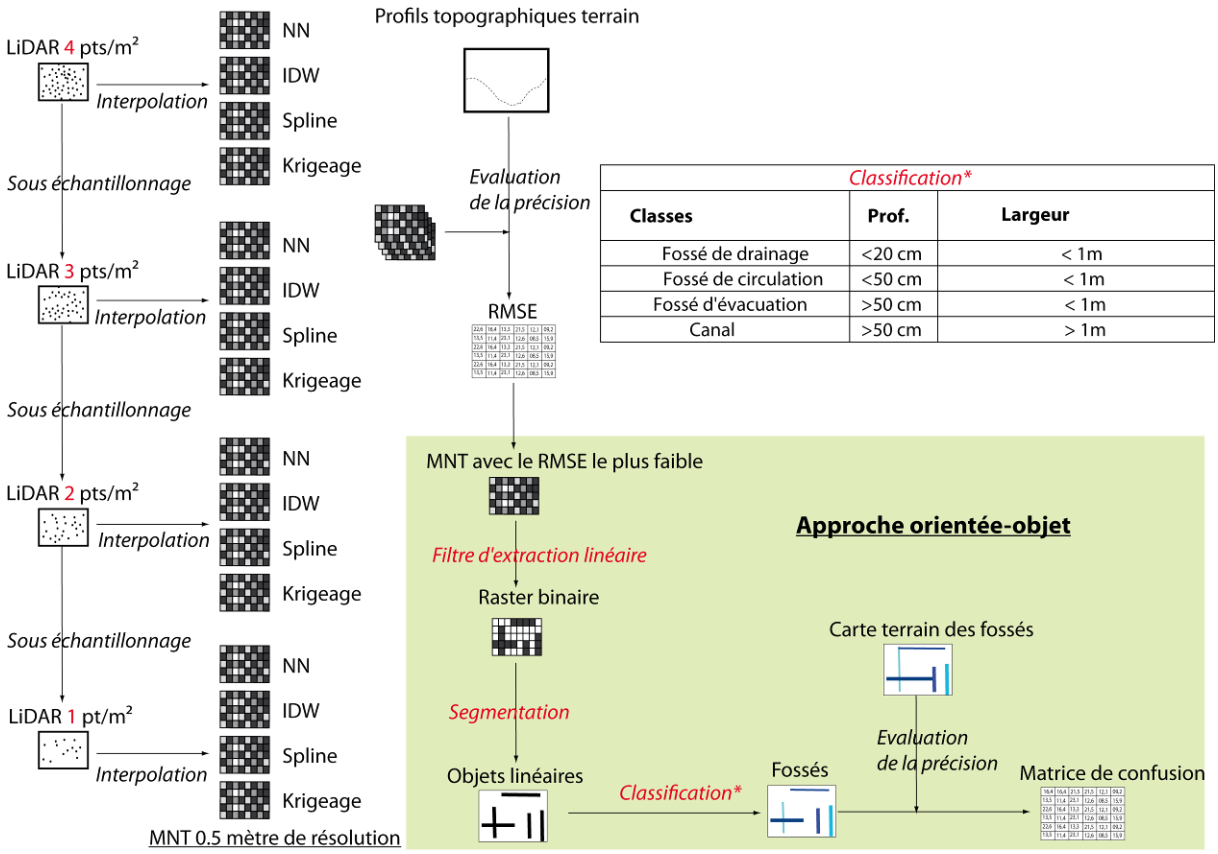
Interpolation	Paramètres
NN	Aucun
IDW	Puissance =2 ; Rayon de recherche=variable avec 12 points
Spline	Type=tension ; Poids = 0,1 ; Nombre de points=12
Kriging	Type de Variogramme = Exponentiel Échelle 0,02 , Longueur 30, Effet pépite 0,012

5.2.1.5. Classification des MNT par approche orientée-objet

Dans un second temps, la cartographie du réseau hydrographique a été effectuée en utilisant une approche orientée-objet sous eCognition à partir du MNT qui présente la valeur RMSE la plus faible. Le réseau hydrographique a été identifié selon la même méthodologie que celle employée pour les données de télédétection passives (voir section 5.1.1.5). Une fois identifié, le réseau hydrographique a été caractérisé en fonction de la profondeur et la largeur des fossés en quatre classes selon la typologie phyto-morphologique définie précédemment. Cette typologie a été ensuite simplifiée en deux classes « petit fossé » ou « grand fossé » selon la correspondance typologique détaillée dans le Tableau 5.7. La profondeur de chaque fossé (objet) a été estimée en soustrayant l'altitude (valeur de pixel du MNT) maximale de l'objet à son altitude minimale.

Les résultats ont été validés successivement pour les deux typologies avec la carte du réseau hydrographique dérivée de la photo-interprétation du MNT LiDAR. Les résultats sont exprimés par un indice de précision global, exprimé en pourcentage, et un indice de Kappa (voir CHAPITRE 4 : section 4.1.5).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012



Classification*		
Classes	**Prof.**	**Largeur**
Fossé de drainage	<20 cm	< 1m
Fossé de circulation	<50 cm	< 1m
Fossé d'évacuation	>50 cm	< 1m
Canal	>50 cm	> 1m

Figure 5.9 – Méthodologie générale appliquée pour la cartographie automatique du réseau hydrographique à partir de données LiDAR

5.2.2. Résultats

5.2.2.1. Caractérisation de la morphologie d'un fossé

En comparant les valeurs de RMSE des MNT calculées pour les deux transects avec les quatre méthodes d'interpolation et les quatre niveaux de densité de points (Tableau 5.10), on observe que sur le marais de Sougéal, tous les MNT ont la même valeur de RMSE (0,12 m), quelle que soit la méthode d'interpolation ou la densité de points. Sur les surfaces herbacées et planes, les valeurs de RMSE sont inférieures à 0,05 mètre. A l'inverse, sur les surfaces inondées, où aucun retour LiDAR ne se produit en raison de la présence d'eau dans le fossé, les valeurs de RMSE augmentent jusqu'à 0,30 mètres (Figure 5.10). Sur le second transect correspondant au marais de Boucey, les valeurs de RMSE sont comprises entre 0,12 et 0,27 mètre. Comme attendu, les meilleurs résultats sont obtenus avec la densité de point la plus importante. Les valeurs de RMSE augmentent sensiblement dès que la densité atteint 1 pt/m². Les MNT obtenus à partir des méthodes d'interpolation Nearest Neighbors et Spline (RMSE : 0,12 m) ont une précision plus grande que ceux obtenus par interpolation Inverse Distance Weighted (RMSE : 0,15 m) ou Krigeage (RMSE : 0,19 m).

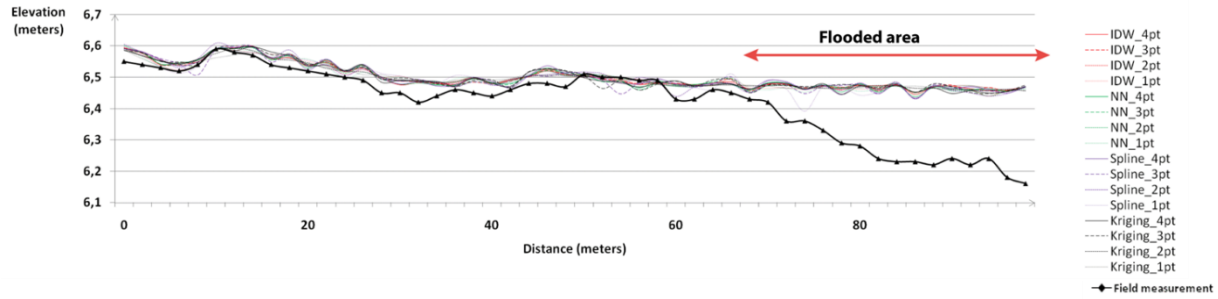
Ces résultats confirment des études précédentes montrant l'intérêt de la méthode d'interpolation Nearest Neighbors comparée à l'approche Inverse Distance Weighted pour huit MNT dérivés de données LiDAR à forte densité de points (Bater et Coops, 2009) et. La comparaison des MNT avec le profil terrain montre une sous estimation systématique de la profondeur du fossé (Figure 5.10). Cela peut s'expliquer par la présence d'eau et/ou de végétation

herbacée très dense. La Figure 5.10 illustre aussi que le MNT obtenu avec la méthode d'interpolation Nearest Neighbors et avec une densité de 4 pts/m² coïncide le mieux avec les relevés terrain. Ce MNT est donc sélectionné pour dériver une cartographie du réseau hydrographique.

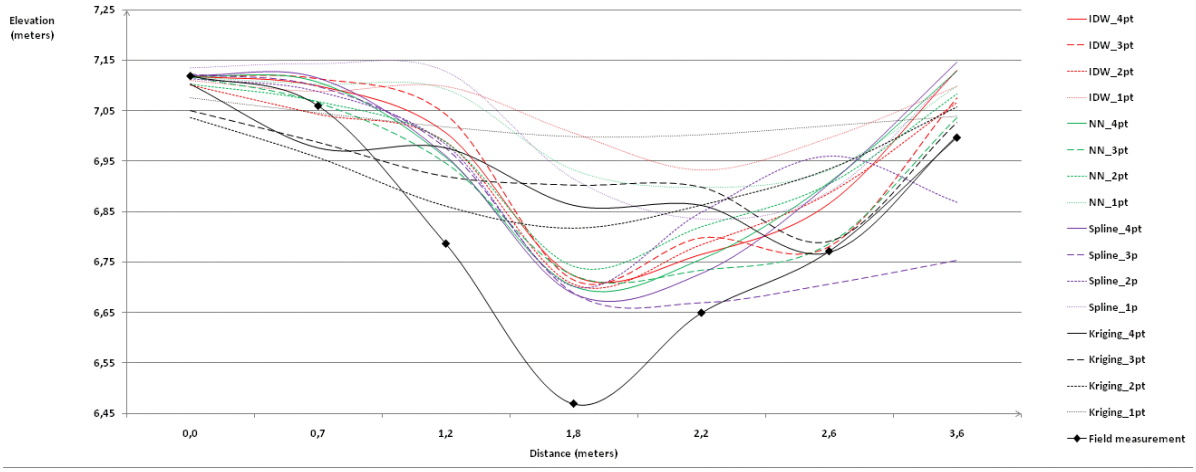
Tableau 5.10 – Valeurs de RMSE suivant la densité de points « sol » et la méthode d'interpolation (en mètre)

		Densité de points « sol » (m²)							
		Marais de Boucey				Marais de Sougéal			
		4	3	2	1	4	3	2	1
Méthode d'interpolation	NN	0,14	0,12	0,16	0,24	0,12	0,12	0,12	0,12
	IDW	0,15	0,15	0,14	0,27	0,12	0,12	0,12	0,12
	Spline	0,14	0,15	0,16	0,24	0,12	0,12	0,12	0,12
	Kriging	0,19	0,20	0,18	0,27	0,12	0,12	0,12	0,12

En complément des RMSE, qui expriment des erreurs moyennes, nous avons calculé d'autres indicateurs statistiques afin de mieux évaluer l'impact de la densité de points et de la méthode d'interpolation sur la précision de la caractérisation de la microtopographie. La Figure 5.11 montre les erreurs selon les minimum, maximum, médians, premiers et troisièmes quartiles des MNT dérivés des données LiDAR. Sur le transect du marais de Sougéal, les erreurs sont identiques selon la méthode d'interpolation et la densité de point. Sur le transect de Boucey, l'erreur médiane évolue peu selon la densité de point. En revanche, la diminution de la densité de point entraine une augmentation de l'erreur maximum. Le krigeage est la méthode d'interpolation qui provoque, à densité de point égale, l'erreur la plus importante.



a



b

Figure 5.10 – Comparaison entre les MNT dérivés du LiDAR et les relevés terrain : (a) sur le transect de Sougéal ; (b) sur le transect de Boucey

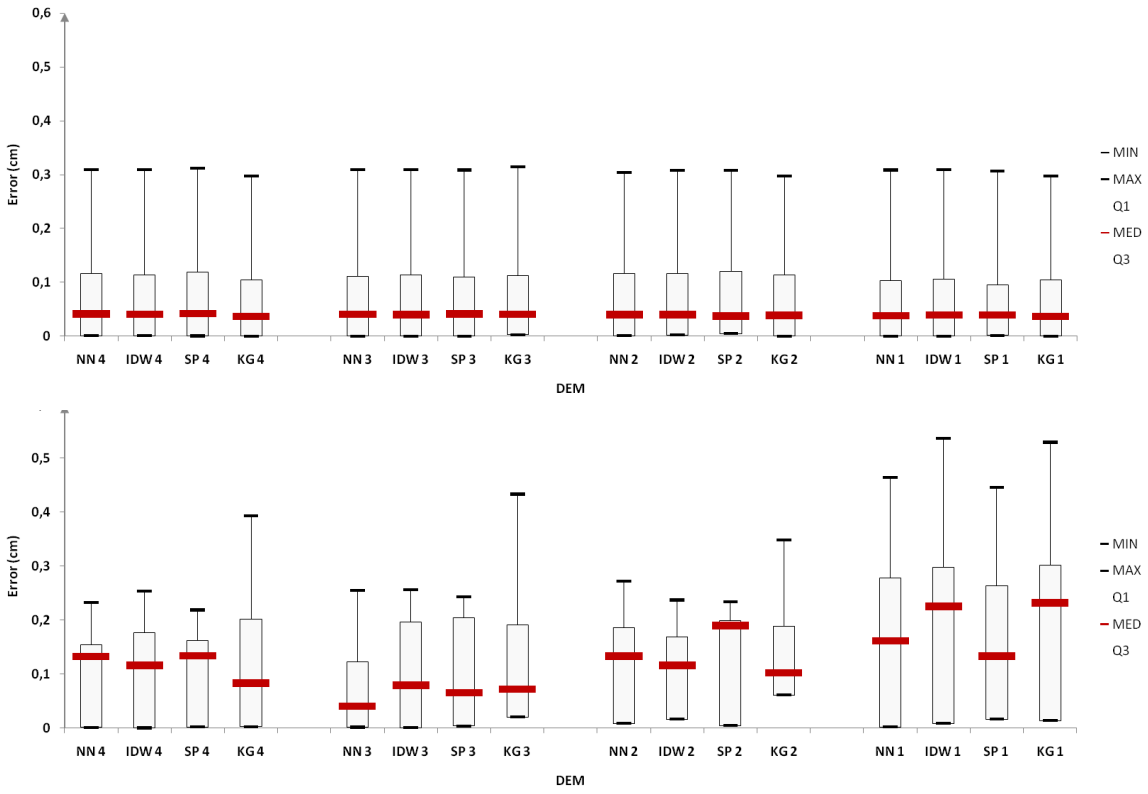


Figure 5.11 – Erreurs selon les minimum, maximum, médians, premiers et troisièmes quartiles des MNT dérivés des données LiDAR sur les transects de Sougéal (haut) et de Boucey (bas) en fonction de la densité de points « sol » et de la méthode d'interpolation

5.2.2.2. Détection du réseau hydrographique

Les résultats de détection du linéaire hydrographique selon la densité de points « sol » et la méthode d'interpolation sont similaires sur les deux marais, entre 40,5 et 57,9 % de linéaires bien détectés sur le marais de Boucey et entre 40,1 et 60,6 % sur le marais d'Aucey (Figure 5.12). Les

taux de surdétection sont très faibles, compris entre 0,9 et 3,6 %, ce qui permet une correction rapide par photo-interprétation. Les différences de linéaire correctement et sur-détecté suivant la densité de points « sol » sont peu marquées, avec cependant une rupture observée entre 2 et 1pt/m². Une diminution de 75 % des points LiDAR engendre entre 11 et 18 % de linéaire détectés en moins suivant la méthode d'interpolation. Les différences entre les méthodes d'interpolations sont de plus en plus significatives à mesure que la densité de points « sol » diminue. À une densité de 4 pts/m², les différences maximales sont de 2,4 % du linéaire du réseau hydrographique. Cette différence atteint 8,0 % pour une densité de 1 pt/m². Ce constat est plus marqué sur le marais de Boucey, où, à densité moyenne égale, le nombre de points « sol » est plus faible par rapport à Aucey du fait de la présence d'arbres. Les méthodes d'interpolation Nearest Neighbors et Krigeage apportent les meilleurs résultats de détection alors que la méthode Spline est la moins bonne.

Les résultats de la détection du réseau hydrographique obtenue par approche orienté-objet montrent des différences significatives selon les types de fossés (Tableau 5.11). Les canaux et les fossés d'évacuation sont mieux détectés que les fossés de drainage ou de circulation car ils sont plus profonds et plus larges. Sur le marais de Boucey, la précision de détection est plus faible du fait de la présence de haies arborées associées aux fossés qui atténuent la pénétration des impulsions LiDAR. Ce constat est particulièrement vrai pour les fossés de drainage qui ont une forte proportion de couverture arborée. Les résultats montrent aussi que les fossés sont détectés avec une très faible surdétection.

La carte de détection du réseau hydrographique est présentée Figure 5.13. L'ensemble des fossés non détectés est complété par photo-interprétation.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

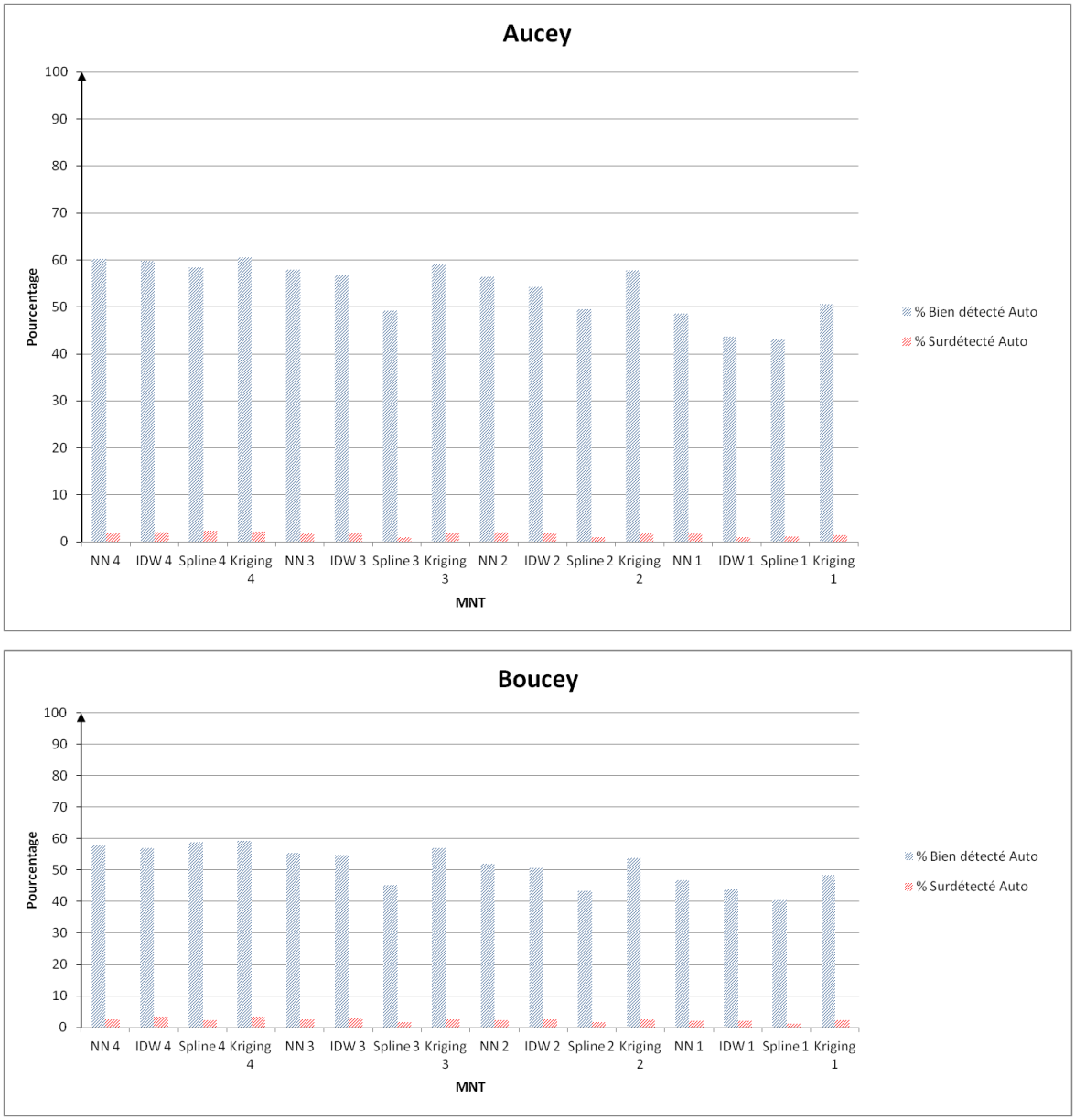


Figure 5.12 – Pourcentage de linéaire du réseau hydrographique bien détecté et surdétecté par approche orientée-objet en fonction du type d'interpolation et de la densité de points « sol » sur le marais d'Aucey (haut) et de Boucey (bas).

Tableau 5.11 – Variation de la précision d'identification du réseau hydrographique en fonction de la densité de points "sol" LiDAR et de la méthode d'interpolation sur les marais de Boucey et Aucey : (A) fossé de drainage ; (B) fossé de circulation ; (C) fossé d'évacuation ; (D) canal.

				Densité de point "sol" /m²															
				4				3				2				1			
				Interpolation				Interpolation				Interpolation				Interpolation			
	Classe	Long. (m)	Detection (%)	NN	IDW	SPL	KG	NN	IDW	SPL	KG	NN	IDW	SPL	KG	NN	IDW	SPL	KG
Marais de Boucey	A	3234	Bien détecté	32.2	31.6	32.0	32.4	29.3	28.1	20.3	31.0	25.0	23.1	18.2	26.3	18.9	16.1	15.5	18.9
			Surdétecté	03.0	04.3	02.0	05.0	02.4	02.6	01.1	02.2	02.9	04.2	01.1	04.0	03.9	02.8	02.0	03.9
	B	3039	Bien détecté	58.9	57.2	57.6	57.5	57.2	54.9	48.7	55.5	55.1	51.4	46.8	53.8	45.5	41.3	39.9	46.9
			Surdétecté	01.6	01.8	02.8	02.0	01.6	03.0	02.8	01.6	03.2	01.8	02.8	01.4	02.6	02.6	00.0	00.4
	C	2502	Bien détecté	82.2	78.7	83.0	79.3	80.7	78.9	64.7	78.7	78.7	77.6	63.7	78.3	74.1	64.5	60.1	77.5
			Surdétecté	05.7	07.5	09.2	04.8	06.0	09.3	06.1	04.8	02.8	00.0	08.1	04.7	00.0	00.0	03.8	07.9
	D	0	Bien détecté	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
			Surdétecté	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Marais d'Aucey	A	8534	Bien détecté	56.8	56.3	55.3	56.3	54.7	53.1	46.5	54.7	52.8	50.4	46.1	53.5	44.5	39.0	38.5	45.3
			Surdétecté	00.9	01.5	01.1	01.2	00.8	01.2	00.8	01.1	00.9	02.3	00.7	00.9	00.7	00.4	01.1	00.7
	B	2772	Bien détecté	36.9	35.3	33.8	36.9	34.0	33.5	24.6	34.3	32.3	29.5	24.1	33.4	24.9	19.6	21.3	26.4
			Surdétecté	04.8	04.8	04.7	04.8	04.7	03.6	03.2	04.8	06.8	07.3	03.2	04.6	03.6	05.3	02.5	03.5
	C	319	Bien détecté	93.2	94.4	90.6	93.2	94.8	94.0	88.9	92.9	93.7	93.2	84.3	89.7	92.0	91.5	75.8	87.0
			Surdétecté	00.0	00.0	12.9	00.0	00.0	00.0	04.3	00.0	00.0	00.0	02.4	00.0	00.0	00.0	04.3	00.0
	D	752	Bien détecté	95.4	96.3	90.3	96.2	95.4	96.3	85.7	96.2	94.8	96.2	90.2	96.1	94.5	95.6	90.8	95.7
			Surdétecté	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0

NB : Le secteur test du marais de Boucey ne comprend pas de canal

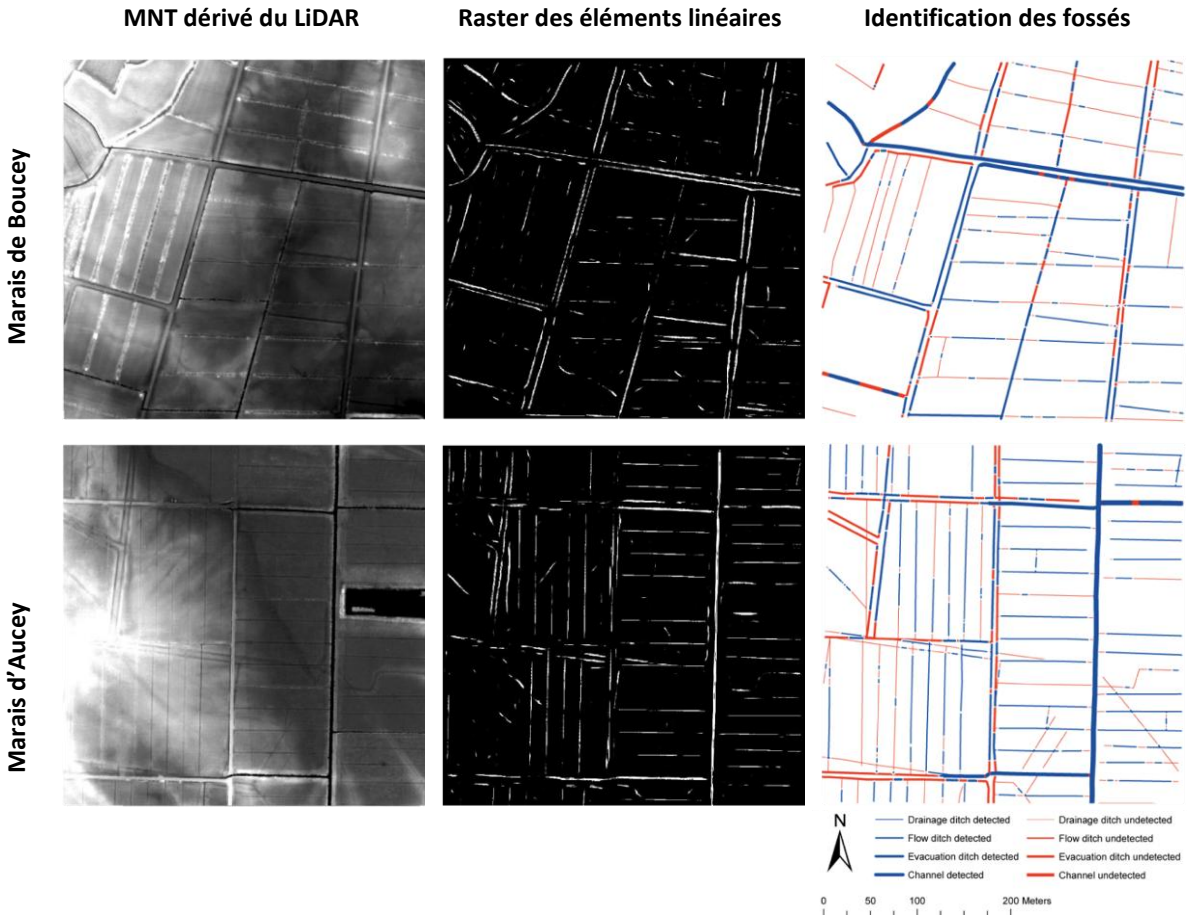


Figure 5.13 – MNT, raster des éléments linéaires et carte de localisation des erreurs d'identification du réseau hydrographique sur les marais de Boucey et Aucey. Densité de 4 pts/m² et méthode d'interpolation Nearest Neighbors.

5.2.2.3. Caractérisation du réseau hydrographique

Les résultats de la caractérisation du réseau hydrographique par approche orientée-objet à partir du MNT LiDAR sont présentés pour le marais d'Aucey (Tableau 5.12 et Tableau 5.13) et pour le marais de Boucey (Tableau 5.14 et Tableau 5.15). Les classifications selon la typologie morpho-phytologique ont des indices de Kappa aux valeurs très faibles aussi bien sur le marais d'Aucey (k = 0,25) que Boucey (k = 0,04). Les classifications selon la typologie fonctionnelle ont des indices de Kappa également aux valeurs faibles à Aucey (k = 0,19) et à Boucey (k = 0,30). Les résultats exprimés en % de linéaire correctement caractérisés sont présentés Tableau 5.16. Le traitement du MNT LiDAR par approche automatique sur les marais d'Aucey et de Boucey a permis de bien caractériser respectivement 54,8 et 63,8 % de la longueur totale des fossés préalablement détectés, soit 33,0 et 37,0 % de la longueur totale du réseau hydrographique. La photo-interprétation du MNT LiDAR a permis de caractériser correctement l'ensemble des éléments du réseau hydrographique. La caractérisation des fossés est déterminée par la largeur et la profondeur des objets. La précision de la profondeur des objets, calculée à partir de la différence entre le point (pixel) le plus élevé et le point le plus faible de chaque objet, est dépendante de la précision de délimitation des fossés. Une délimitation approximative des fossés engendre une erreur sur la largeur puis sur la profondeur des objets (Figure 5.14). La présence

d'eau et/ou de végétation dense dans le fossé peu engendrer une sous estimation de la profondeur. Une sur-estimation de la largeur du fossé va entrainer une sur-estimation de sa profondeur. A l'inverse, une sous-estimation de la largeur du fossé va entrainer une sous-estimation de se profondeur. Les erreurs de caractérisation selon la typologie fonctionnelle sont corrigées par photo-interprétation afin de produire une carte du réseau hydrographique correcte pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides.

Tableau 5.12 - Matrice de confusion pour la carte dérivée de du MNT LiDAR avec la typologie morpho-phytologique sur le marais d'Aucey

			Références					
	Classes		1	2	3	4	**Total ligne**	**User's accuracy**
Classification	Fossé de drainage	1	5472	486	0	0	5958	**91,8**
	Fossé d'évacuation	2	80	319	0	0	399	**80,0**
	Fossé de circulation	3	4584	1407	0	76	6067	**0,0**
	Canal	4	170	535	396	1384	2485	**55,7**
	Total colonne		10306	2747	396	1460	14909	
	Producer's accuracy		**53,1**	**11,6**	**0,0**	**94,8**		
	Overall accuracy	**48,1**						
	Kappa	**0,25**						

Tableau 5.13 - Matrice de confusion pour la carte dérivée de du MNT LiDAR avec la typologie fonctionnelle sur le marais d'Aucey

			Références			
	Classes		1	2	**Total ligne**	**User's accuracy**
Classification	Petit fossé	1	6357	0	6357	**100,0**
	Grand fossé	2	6696	1856	8552	**21,7**
	Total colonne		13053	1856	14909	
	Producer's accuracy		**48,7**	**100,0**		
	Overall accuracy	**55,1**				
	Kappa	**0,19**				

Tableau 5.14 - Matrice de confusion pour la carte dérivée de du MNT LiDAR avec la typologie morpho-phytologique sur le marais de Boucey

			Références					
	Classes		1	2	3	4	**Total ligne**	**User's accuracy**
Classification	Fossé de drainage	1	737	329	0	nd	1066	**69,1**
	Fossé d'évacuation	2	504	934	485	nd	1923	**48,6**
	Fossé de circulation	3	749	1705	1080	nd	3534	**30,6**
	Canal	4	65	660	2755	nd	3480	**0,00**
	Total colonne		2055	3628	4320	nd	10003	
	Producer's accuracy		**35,9**	**25,8**	**25,0**	**nd**		
	Overall accuracy	**27,5**						
	Kappa	**0,04**						

Tableau 5.15 - Matrice de confusion pour la carte dérivée de du MNT LiDAR avec la typologie fonctionnelle sur le marais de Boucey

			Références			
	Classes		1	2	**Total ligne**	**User's accuracy**
Classification	Petit fossé	1	2504	485	2989	**83,8**
	Grand fossé	2	3179	3835	7014	**54,7**
	Total colonne		5683	4320	10003	
	Producer's accuracy		**44,1**	**88,8**		
	Overall accuracy	**63,4**				
	Kappa	**0,30**				

Tableau 5.16– Précision globale de caractérisation en % de linéaire parmi les fossés bien identifiés (gras) et l'ensemble des fossés (italique)

	Aucey		**Boucey**	
	Auto	**PIAO**	**Auto**	**PIAO**
MNT LiDAR	**54,8**	**100**	**63,8**	**100**
	33,0	***100***	***37,0***	***100***

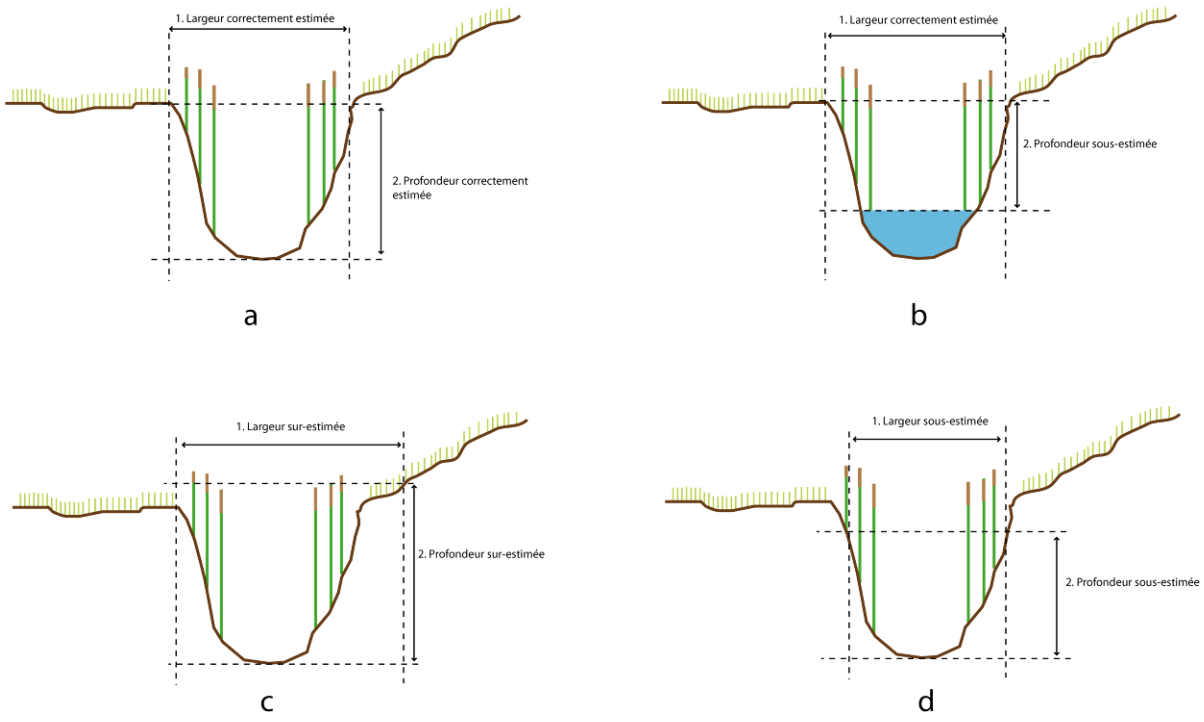


Figure 5.14 – Relation entre la largeur du fossé identifié et sa profondeur estimée à partir de données LiDAR : (a) largeur correctement estimée, profondeur correctement estimée ; (b) largeur correctement estimée, profondeur sous-estimée par la présence d'eau ; (c) largeur sur-estimée, profondeur sur-estimée ; (d) largeur sous-estimée, profondeur sous-estimée.

5.2.3. Discussion

Les résultats montrent que les données LiDAR permettent de caractériser la morphologie d'un fossé. Une densité de comprise entre 4 et 2 pts/m² permet de reproduire la forme du fossé avec une erreur moyenne inférieure à 0,14 m. Avec une densité inférieure à 2 pts/m², l'erreur moyenne augmente sensiblement à 0,27 m et la profondeur du fossé est sous-estimée. En revanche, les résultats sont similaires quelque soit la méthode d'interpolation employée. Les validations terrain présentées dans ce chapitre sur les deux transects semblent être représentatives au vu de la Figure 5.15. En effet, cette figure met en évidence les différences d'altitude entre le MNT issus d'une densité de 4 pts/m² et celui issu d'une densité de 1 pt/m². Les différences supérieures à 5 cm se localisent sur les fossés et/ou sur les zones couvertes de végétation arborée dense. En revanche, la diminution de 4 à 1 pt/m² ne semble avoir aucun impact sur la précision des MNT en secteur plat et dégagé. La diminution de la densité de point a été effectuée par un sous-échantillonnage aléatoire des points « sol ». Une répartition différente des points seraient peut être obtenue en diminuant directement le paramètre de densité moyenne de point souhaitée lors de l'acquisition LiDAR.

Les données LiDAR permettent de détecter correctement le réseau hydrographique par approche automatique, aussi bien en milieu ouvert que fermé. En revanche, la méthodologie employée n'apporte pas entière satisfaction pour la caractérisation des fossés, même avec une typologie simplifiée. Les sources d'erreur, citées plus haut, sont plus liées au processus de traitement et de classification qu'à la qualité même de la donnée LiDAR. La méthodologie est appliquée avec succès sur l'ensemble de la ZAA ainsi que sur le bassin versant de la Lizonne (voir Annexe C). Cependant, une étape de photo-interprétation est nécessaire pour obtenir une carte valide et exhaustive du réseau hydrographique sur l'ensemble des zones humides du bassin versant. Trois facteurs limitant ont été identifiés pour la cartographie du réseau hydrographique : la présence d'eau, la végétation dense, même en période de repos et la qualité géométrique de délimitation des objets « fossés ».

Dans le cadre de ce travail de cartographie en 2D, la baisse de la densité de points « sol » entraine une diminution relative sur la précision de la détection du réseau hydrographique. En revanche, des différences plus significatives seraient observées dans le cas d'une caractérisation du réseau hydrographique en 3D à partir du nuage de point. Ce travail en 3D, utile à la caractérisation de la connectivité/circulation hydraulique et donc à l'évaluation fonctionnelle, semble possible à partir des données LiDAR. Mais les méthodes d'extraction de l'information en 3D sont encore en développement et manquent de robustesse et de ressources informatiques.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012



Figure 5.15 – Variations de l'altitude induite sur le MNT par un sous-échantillonnage de 75 % des points "sol" LiDAR, marais de Boucey.

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 5 :

Les cours d'eau et fossés conditionnent une partie de l'hydrodynamique d'une zone humide. C'est pourquoi l'établissement d'une cartographie exhaustive du réseau hydrographique à l'échelle d'un bassin versant est nécessaire pour pouvoir procéder à l'évaluation fonctionnelle des zones humides. Afin de déterminer quelles sont les données de télédétection les plus appropriées pour cela, nous avons utilisé des images de télédétection issues de cinq capteurs passifs (SPOT-5, KOMPSAT-2, Quickbird, BD Ortho et BD Ortho IRC) et des données de dérivées d'un capteur de télédétection active (LiDAR).

Afin de définir la précision requise pour cartographier l'ensemble du réseau hydrographique en incluant tous les fossés, quelle que soit leur taille, une série de MNT ont été dérivés des données LiDAR avec des densités de points comprises entre 1 et 4 pts/m² . Pour pouvoir déterminer la méthode d'interpolation des points la plus adaptée, quatre méthodes d'interpolation ont été appliquées puis comparées.

La photo-interprétation du réseau hydrographique nécessite un investissement temporel conséquent. Pour réduire au maximum cette étape, nous avons développé une approche automatique orientée-objet afin de détecter et identifier le réseau hydrographique avec une faible surdétection. De cette façon, la classification peut être facilement corrigée et complétée par photo-interprétation. Cette méthodologie comporte une phase de détection, basée sur un filtre linéaire, et une phase de caractérisation, basée sur la géométrie des objets préalablement détectés (largeur et/ou profondeur). Cette approche, validée par des mesures effectuées sur le terrain, a été testée sur deux sites test de 5 km² de la ZAA. Les résultats ont mis en évidence différents facteurs limitant pour chaque capteur, aussi bien pour la détection que la caractérisation du réseau hydrographique (Tableau 5.17). La Figure 5.16 compare les erreurs de détection et de caractérisation du réseau hydrographique entre la meilleure des données passives (Quickbird) et la donnée active (LiDAR). Les erreurs sont moins marquées, aussi avec les données LiDAR, particulièrement sur le secteur de Boucey qui est bocager. La détection des fossés par approche orientée-objet à partir des données passives est de qualité mauvaise à moyenne suivant les capteurs employés. Les meilleurs résultats sont obtenus avec les images les moins affectées par les facteurs limitant. Avec les données LiDAR, cette approche permet de détecter plus de la moitié du linéaire avec un faible taux de surdétection, aussi bien en milieu arboré qu'en milieu ouvert. L'approche par photo-interprétation des données dérivées des capteurs passifs ne permet pas de dériver une cartographie exhaustive du réseau hydrographique, surtout en milieu fermé. En revanche, la photo-interprétation des données LiDAR permet elle une cartographie complète. La seconde phase de caractérisation du réseau hydrographique met en évidence des confusions importantes, aussi bien à partir des données passives qu'actives. La qualité de la caractérisation géométrique des objets est très sensible à leur précision spatiale de la délimitation définie au préalable. La carte du réseau hydrographique peut être corrigée et complétée par photo-interprétation. Cette méthodologie a été appliquée sur l'ensemble des zones humides de la ZAA et de la Lizonne.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

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

Publications relatives au sous chapitre 5.1 :

RAPINEL S., HUBERT-MOY L., CLÉMENT B., LANOÉ E., 2012. A comparison of various remote sensing data for mapping ditch network from object-oriented and photo-interpretation methods. *Canadian Journal of Remote Sensing* (en preparation)

Publications relatives au sous chapitre 5.2 :

RAPINEL S., HUBERT-MOY L., CLÉMENT B., 2011. Using LiDAR data to evaluate wetland functions. *34th International Symposium for Remote Sensing of Environment*, Sydney, Australia, 10-15 April.

RAPINEL S., Hubert-Moy L., Clément B., Cudennec C., Nabucet J., 2012. Identification, characterization and mapping of ditch network using LiDAR. Hydrological Processes (en preparation)

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 5.17 – Variation de l'intensité de facteurs limitant pour la détection et la caractérisation du réseau hydrographique selon le type de donnée utilisée : - - Facteur limitant fort ; - facteur limitant moyen ; + facteur limitant faible, ++ facteur limitant inexistant.

		DONNÉES					
	Facteur limitant	**SPOT-5**	**KOMPSAT-2**	**Quickbird**	**Ortho**	**Ortho IRC**	**LiDAR**
DÉTECTION	**Profondeur spectrale**	++	++	++	- -	- -	+
	Résolution spatiale	- -	-	+	+	+	++
	Heure d'acquisition						
	Soleil rasant	- -	- -	- -	- -	- -	++
	Soleil au nadir	+	+	+	+	+	++
	Saison d'acquisition						
	Été	+	+	+	+	+	++
	Printemps-automne-hiver	-	-	-	-	-	++
	État hydrique						
	Fossé en eau	++	++	++	++	++	+
	Fossé à sec	- -	- -	- -	- -	- -	++
	Contexte paysager						
	Milieu ouvert	++	++	++	++	++	++
	Milieu fermé	- -	- -	- -	- -	- -	+
	Mode de gestion prairies						
	Pâture	+	+	+	+	+	++
	Fauche effectuée	++	++	++	++	++	++
	Fauche non effectuée	- -	- -	- -	- -	- -	+
CARACT. LARGEUR	**État hydrique**						
	Fossé en eau	++	++	++	++	++	++
	Fossé à sec	--	--	--	--	--	++
	Qualité géométrique de détection	- -	- -	- -	- -	- -	- -
CARACT. PROFONDEUR	**Entretien du fossé**						
	Entretenu	nd	nd	nd	nd	nd	++
	Non entretenu	nd	nd	nd	nd	nd	-
	État hydrique						
	Fossé en eau	nd	nd	nd	nd	nd	--
	Fossé à sec	nd	nd	nd	nd	nd	++

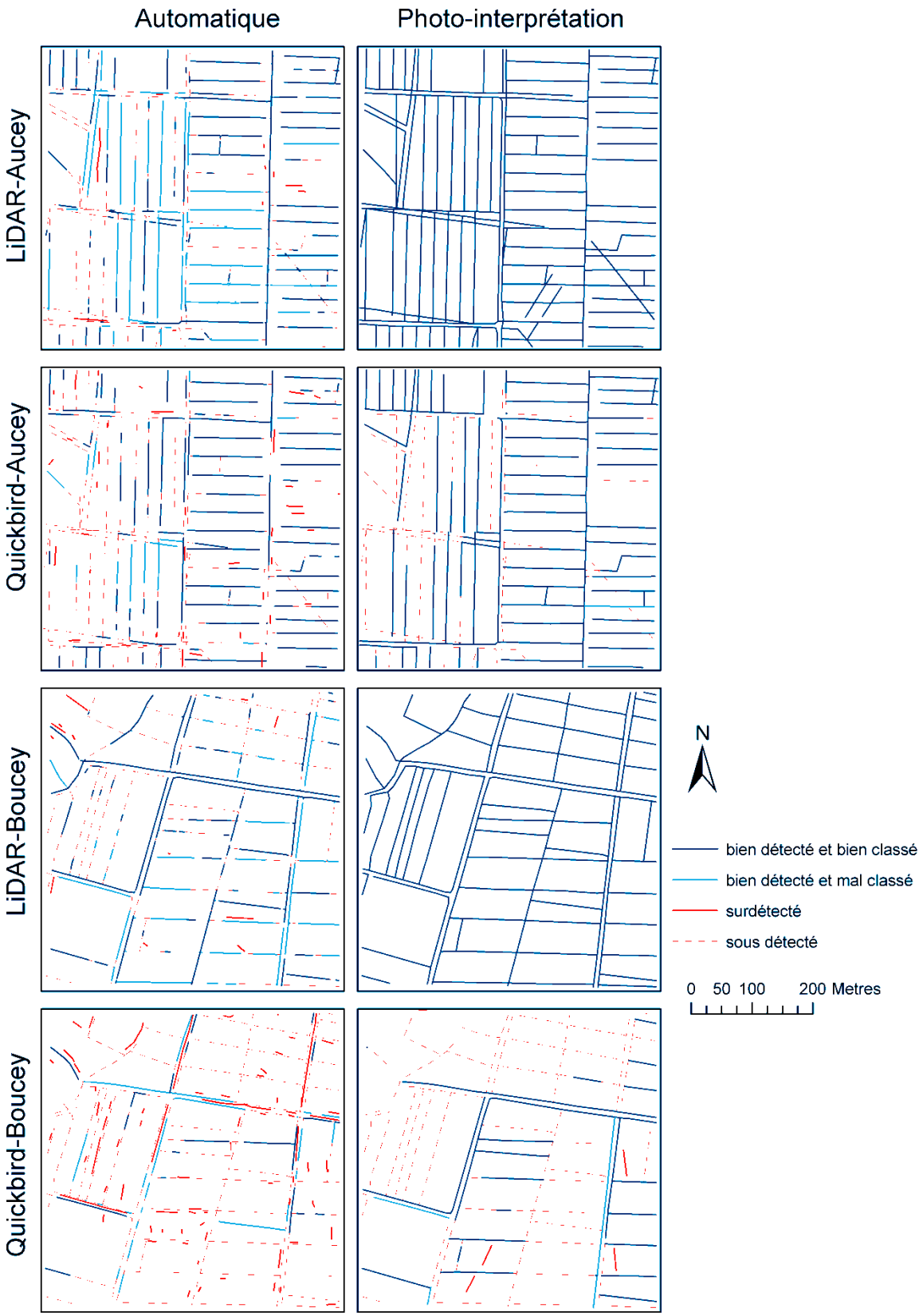


Figure 5.16 - Cartes de localisation des erreurs de détection et/ou de caractérisation du réseau hydrographique sur le marais d'Aucey et de Boucey à partir des données de télédétection passives (Quickbird) et actives (LiDAR)

CHAPITRE 6 : LA CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION

Introduction *188*
6.1. L'évaluation comparative de l'utilisation de données satellitaires optiques THRS *190*
6.1.1. Méthodologie 191
6.1.1.1. Site d'étude et données 191
6.1.1.2. Cartographie de la végétation par approche orientée-objet 192
6.1.1.3. Validation 196
6.1.2. Résultats 197
6.1.3. Discussion 200
6.2. L'évaluation de l'utilisation de données LiDAR *201*
6.2.1. Méthodologie 202
6.2.1.1. Sites d'étude et données 202
6.2.1.2. Traitements 205
6.2.1.3. Validation 218
6.2.2. Résultats 219
6.2.3. Discussion 227
Synthèse du CHAPITRE 6 : *229*

INTRODUCTION

La nature et la qualification des communautés végétales constitue, avec les critères géomorphologiques, les éléments qui permettent de conduire un diagnostic de la zone humide (Clément *et al.*, 1996). En effet, la végétation est un des intégrateurs de l'hydrodynamique passée et présente (Maltby et Barker, 2009) ; et un indicateur du degré d'humidité et de fertilité des sols (Ellenberg *et al.*, 1991). Ce critère d'état de l'hydrodynamique assure une bonne fiabilité et reproductibilité des interprétations de phénomènes se déroulant sur un pas de temps significatif. Inversement, un changement ou une variation accidentelle de l'hydrodynamique, telle qu'un épisode de crue isolé et de courte durée, n'aura pas d'impact sur l'évolution des communautés végétales. Leur spatialisation est donc importante à un niveau de précision détaillé (1/10 000ème) afin de pouvoir caractériser les principales formations végétales. Le développement d'une démarche d'évaluation des fonctions des zones humides sur l'ensemble d'un bassin-versant suppose une caractérisation de la végétation à cette échelle. Or, les cartographies fines de la végétation produites à partir d'observations terrain sont généralement effectuées à l'échelle de sites de quelques hectares avec des relevés phytosociologiques ponctuels (Clément *et al.*, 2011; Lanoé, 2008). De plus, lorsque les relevés sont effectués sans GPS, leur spatialisation sous SIG peut engendrer des approximations (Maltby, 2009).

Les cartes de végétation existantes sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant ont généralement des échelles comprises entre le 1/50 000ème et le 1/25 000ème. Ces couches d'information, souvent obtenues par photo-interprétation de photographies aériennes, caractérisent l'occupation du sol dominante et restent trop approximatives (échelle parcellaire). Ces cartes sont essentiellement utilisées pour une approche descriptive des zones humides sur des territoires de plusieurs centaines de Km² dans le cadre d'action de porté à connaissance (I-MAGE CONSULT, 2006b) ou d'inventaires nationaux des zones humides (Cowardin, 1979).

Des études ont montré l'intérêt des données de télédétection à HRS pour la cartographie de l'occupation du sol des zones humides (voir CHAPITRE 2 : section 2.2). Les images de type SPOT ou Landsat, dont la taille des pixels varie entre 10 et 30 mètres, permettent de mettre à jour les cartes d'habitat existantes sur les marais littoraux (Alexandridis *et al.*, 2009), d'identifier grossièrement les « systèmes humides » et les fonds de vallées (Baker *et al.*, 2006), de cartographier la végétation aquatique sur de grands lacs (Brezonik *et al.*, 2003), d'estimer la biomasse végétale (Klemas *et al.*, 2005) ou la diversité paysagère (Seto *et al.*, 2004). De plus, comme le traitement de ces images peut être effectué automatiquement, les cartes de végétation peuvent être facilement obtenues sur de grandes superficies (MacAlister et Mahaxay, 2009; Davranche, 2008; Hurd *et al.*, 2006). Toutefois, ces données présentent des limites fortes : elles ne permettent pas d'établir une cartographie fine et détaillée des formations végétales, ni de caractériser les formations végétales hétérogènes fréquemment rencontrées sur les zones humides (Hubert-Moy, 2005). En outre, pour obtenir de bons scores de classification, il est nécessaire de photo-interpréter une bonne partie des images.

Face aux limites des photographies aériennes et des images satellitaires à HRS, les images satellitaires à THRS, disponibles depuis quelques années, constituent une opportunité pour caractériser la végétation des zones humides. Ces données, qui permettent de couvrir des secteurs dont la taille s'échelonne de 120 à 270 km², sont formées de pixels dont la taille est inférieure à 5 m, voire souvent inférieure au mètre, ce qui apparaît compatible avec les surfaces couvertes par les unités de végétation composant les zones humides. Par ailleurs, la résolution spectrale des

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

capteurs qui enregistrent ces images apparaît suffisante pour identifier des espèces végétales, les bandes spectrales ayant une largeur moyenne inférieure à 100 nm. En outre, le domaine spectral couvert comprend le visible, le proche infra rouge et parfois l'infrarouge moyen, ces deux domaines étant stratégiques pour identifier la végétation et qualifier son degré d'humidité. Plusieurs études ont montré l'intérêt des images multispectrales THRS pour la cartographie fine de la végétation dans les zones humides (Laba *et al.*, 2008; Andresen *et al.*, 2007; Dogan *et al.*, 2009; Harris et Bryant, 2009; Gilmore *et al.*, 2008). Même si elles permettent de caractériser avec précision (niveau de l'espèce) les habitats des zones humides, les études sont réalisées jusqu'à présent sur des sites de quelques km² choisis sur des secteurs où l'habitat est le plus homogène et donc plus facile à identifier, alors qu'une caractérisation détaillée et exhaustive de la végétation de l'ensemble des zones humides à l'échelle d'un bassin versant est nécessaire pour mener à bien une évaluation fonctionnelle. Comme pour les classifications issues des images HRS, des corrections par photo-interprétation associées à des contrôles terrain restent nécessaires pour corriger les erreurs de classification (Shuman et Ambrose, 2003). Les images HRS semblent appropriées pour détecter caractériser grossièrement la végétation des zones humides sur de vastes étendues (> 3600 km²) au sein desquelles les sites à forts enjeux (< 250 km²) peuvent être identifiés et cartographiés plus finement à l'aide d'image THRS (Civco *et al.*, 2006). Plusieurs études ont également montré l'intérêt des données LiDAR pour caractériser les différentes strates de végétation (Genç *et al.*, 2004; MacKinnon, 2001; Rosso *et al.*, 2006). La précision altimétrique des données LiDAR permet de caractériser la hauteur de végétation avec une précision d'environ 10 cm (Hopkinson *et al.*, 2005). Cependant, les données LiDAR, qui ne possèdent qu'une information spectrale dans la bande du proche infrarouge (±1,064 µm) ne permettent pas de discriminer différentes formations végétales au sein d'une même strate. Pour cette raison, le couplage données multispectrales et LiDAR fournissent respectivement des informations sur la réflectance et la hauteur de la végétation, ce qui permet d'affiner la précision de leurs cartographies (Bork et Su, 2007; Gilmore *et al.*, 2008).

Le traitement des données HRS et THRS s'effectue essentiellement par approche numérique, ce qui permet d'extraire automatiquement les cartographies de végétation. Les indices spectraux de texture sont souvent utilisés en complément des bandes spectrales pour améliorer la qualité des classifications. Les indices spectraux de type NDVI, qui traduit la densité du feuillage et le taux de couverture végétale du sol, sont très souvent utilisés pour caractériser les zones humides (Hurd *et al.*, 2006; Seto *et al.*, 2004; Klemas *et al.*, 2005; Andresen *et al.*, 2007). Les indices de texture, en particulier d'homogénéité, sont utilisés pour apporter une source d'information supplémentaire pour à la caractérisation de la végétation (Klemas *et al.*, 2005; Dissanska *et al.*, 2009). La cartographie de la végétation des zones humides peut être obtenue par approche pixel (Davranche, 2008; Baker *et al.*, 2006; MacAlister et Mahaxay, 2009; Laba *et al.*, 2008; Fuller *et al.*, 2005; Sobocinski *et al.*, 2006; Sugumaran *et al.*, 2004; Dogan *et al.*, 2009) ou orientée-objet (Hubert-Moy *et al.*, 2006; Civco *et al.*, 2006; Gilmore *et al.*, 2008; Clement *et al.*, 2008; Dissanska *et al.*, 2009). L'approche par pixel est plus adaptée tant que les formations végétales à extraire ont une taille similaire à celle des pixels. Dans le cas contraire, une approche orientée-objet est plus adaptée (Blaschke, 2010). L'objectif de chapitre est d'obtenir à partir de données de télédétection THRS et par approche orientée-objet, une cartographie fine, inférieure au 1/10 000ème, des formations végétales des zones humides sur l'ensemble du bassin versant de la Lizonne et du site de la ZAA afin d'en dériver des descripteurs fonctionnels. Plus précisément, nous cherchons à répondre aux questions suivantes : Quelles sont les résolutions spatiales et spectrales optimales offertes par les images satellitaires pour identifier la végétation des zones humides ? Quelle saison

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

privilégier pour acquérir des données THRS pour la cartographie de la végétation des zones humides ? Toutes les formations végétales peuvent elle être identifiées à partir d'une seule source d'information ? Ce chapitre présente les méthodes mise en œuvre pour répondre à ces questions et les résultats obtenus avec des données de télédétection THRS enregistrées dans le domaine optique en mode passif et actif. La première partie traite de l'utilisation d'images satellitaires optiques THRS appliquée à la ZAA. La seconde partie aborde l'utilisation des données LiDAR sur le bassin versant de la Lizonne et sur la ZAA.

6.1. L'évaluation comparative de l'utilisation de données satellitaires optiques THRS

Les images SPOT-5 sont acquises dans la gamme du spectre allant du vert au moyen-infrarouge, ce qui offre un potentiel pour identifier les différentes formations végétales des zones humides (Davranche, 2008; Hubert-Moy *et al.*, 2006). Néanmoins, la résolution spatiale du capteur (10 x 10 m en multispectral et 5 x 5 m en panchromatique) ne permet pas de distinguer les formations végétales dans des milieux trop hétérogènes de type friches.

Les images KOMPSAT-2 ont une résolution spatiale plus fine que les images SPOT-5 (4 x 4 m en multispectral et 1 x 1 m en panchromatique) et une résolution spectrale allant du bleu au proche infrarouge. Bien qu'elles n'aient été que très peu évaluées jusqu'à présent, ces caractéristiques en font une source d'information intéressante pour la caractérisation des formations végétales et en particulier du réseau bocager (Vannier, 2011). Tout comme les images SPOT-5, la résolution spatiale semble cependant être juste pour discriminer les formations végétales dans les milieux hétérogènes.

De nombreuses études ont montrées le potentiel des images Quickbird pour la caractérisation de la végétation des zones humides aussi bien sur des milieux homogènes (Laba *et al.*, 2008; Dogan *et al.*, 2009; Gilmore *et al.*, 2008) ou hétérogènes et complexes (Harris et Bryant, 2009). En effet, les images Quickbird présentent une résolution spatiale élevée (2,4 x 2,4 m en multispectral, 0,6 x 0,6 m en panchromatique), une résolution spectrale allant du bleu au proche infrarouge et une profondeur spectrale importante (11 bits), ce qui permet d'exprimer les valeurs de pixel entre 0 et 2048 (contre habituellement 0 à 255 en 8 bits).

Les BD Ortho et Ortho IRC offrent des images aériennes avec une résolution spatiale importante (0,5 x 0,5 m en couleur) et une couverture exhaustive du territoire français. Cependant, bien que la gamme du spectre soit comprise entre le bleu et le rouge pour la BD Ortho et entre le vert et le proche infrarouge pour la BD Ortho IRC, ces images sont livrées sous forme de composition colorée, ce qui réduit considérablement leur profondeur spectrale (1 x 8 bits contre 4 x 8 bits pour SPOT-5 et 4 x 11 bits pour Quickbird). Cette caractéristique limite l'intérêt des BD Ortho pour les classifications automatiques où elles sont plutôt utilisées comme sources d'informations complémentaires (Burnett et Blaschke, 2003).

De façon générale, les images THRS multispectrales présentent aussi une limite dans les milieux arborés : la présence d'ombre portée peu masquer une part importante de la végétation (Bork et Su, 2007)

Les données multispectrales ont été souvent évaluées sur des milieux homogènes ou de petite superficie. L'objectif de cette partie est centré sur l'évaluation des données THRS multispectrales pour la cartographie de la végétation des zones humides de la ZAA.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

6.1.1. Méthodologie

6.1.1.1. Site d'étude et données

L'évaluation de l'utilisation de données optiques THRS est appliquée sur les zones humides de la ZAA (voir CHAPITRE 3 : section 3.1).

Nous avons évalué les potentialités de quatre type de données optiques THRS dont la résolution spatiale est comprise entre 5 et 0,5 m : SPOT-5, KOMPSAT-2, Quickbird et la BD Ortho de l'IGN (Tableau 6.1).

Tableau 6.1– Caractéristiques des images de télédétection utilisées

Plateforme	Capteur	Date de prise de vue (dd/mm/yyyy)	Bandes spectrales (en µm)	Résolution spatiale (en m)
Avion-IGN	Caméra	07/06/2006	Bleu Vert Rouge	0,5
Satellite KOMPSAT-2	MSC	28/09/2008	Panchromatique : 0,45-0,90 Bleu : 0,45-0,52 Vert : 0,52-0,60 Rouge : 0,63-0,69 Proche-infrarouge : 0,76-0,90	1 4
Satellite Quickbird-2	RPC00B	09/01/2008	Panchromatique : 0,40-0,90 Bleu : 0,45-0,52 Vert : 0,52-0,60 Rouge : 0,63-0,69 Proche-infrarouge : 0,76-0,90	0,6 2,4
Satellite SPOT-5	HRG	24/09/2002	Panchromatique: 0,49-0,69 Vert : 0,49-0,61 Rouge : 0,61-0,68 Proche-infrarouge : 0,68-0,89 Moyen-infrarouge : 1,58-1,75	5 10

Les données BD Ortho ont été acquises par l'IGN dans la gamme du spectre visible puis livrées au format RVB. Les images KOMPSAT-2, Quickbird ont été acquises dans la gamme du spectre allant du bleu (0,45 µm) au proche infrarouge (0,90 µm) avec des largeurs de bandes comprises entre 0,06 et 0,14 µm. L'image SPOT-5 a été acquise dans la gamme du spectre allant du vert (0,49 µm) au moyen infrarouge (1,75 µm) avec des largeurs de bande comprises entre 0,07 µm et 0,27 µm.

Les images SPOT-5, KOMPSAT-2 et Quickbird ont été corrigées géométriquement à partir de la BD ORTHO de l'IGN. La précision obtenue pour chaque image est de ± 1 pixel (RMSE ≤ 1 pixel).

Les images ont été acquises à des dates comprises entre septembre 2002 (SPOT-5) et septembre 2008 (Quickbird, KOMPSAT) ; mais aussi à des saisons différentes : en janvier (Quickbird), en juin (BD Ortho) et en septembre (KOMPSAT-2 et SPOT-5). Si la composition paysagère a peu évolué entre 2002 et 2008, en revanche la date d'acquisition est à prendre en considération dans les résultats puisqu'elle influe sur l'état et donc la caractérisation de la végétation.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

L'image Quickbird, acquise en hiver, est affectée par une couverture nuageuse importante. Pour cette image, seule la partie centrée sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey, moins affectée par la brume, a été prise en compte. Les bandes multi-spectrales étant plus affectées par la brume que la bande panchromatique, les bandes multispectrales et panchromatique de l'image Quickbird ont été fusionnées par la méthode Gram-Schmidt (Laben et Brower, 2000) afin d'obtenir une image exploitable.

6.1.1.2. Cartographie de la végétation par approche orientée-objet

Le Tableau 6 présente la typologie utilisée pour la caractérisation de l'occupation des sols. Cette typologie comporte 11 classes. La classe « Surface boisée indigène » comprend les formations arborées ou arbustives d'aulnaies, de saulaies ou de frênaies. La classe « Prairie fauchée » correspond aux prairies venant d'être fauchées mais ne comprend pas les prairies en attente de fauche. La classe « Prairie fauchée » est à considérer indépendamment des autres classes car la fauche ne permet pas de déterminer l'hygrophilie de la végétation. En effet, les prairies fauchées peuvent être autant des prairies hygrophiles, méso-hygrophiles ou mésophiles.

Tableau 6.2 – Typologie utilisée pour la cartographie de la végétation des zones humides à partir capteurs optiques THRS et sa correspondance avec la nomenclature EUNIS

Typologie utilisée	EUNIS
Surface en eau	C1. Standing water C2. Surface running water
Surface boisée indigène	G1.4. Broadleaved swamp woodlands not on acid peat
Peupleraie	G1.C. Highly artificial broadleaved deciduous forestry plantation
Prairies – hygrophilie non déterminée	E3.41. Atlantic humid meadow
Prairie hygrophile	E3.41. Atlantic humid meadow
Prairie méso-hygrophile	E3.41. Atlantic humid meadow
Prairie mésophile	E3.41. Atlantic humid meadow
Roselière	E3.42. Joncus acutiflorus meadow E3.44. Flood sward and related communitie
Sol nu	I1.1. Intensive unmixed crop
Culture	I1.1. Intensive unmixed crop
Surface minérale	J. Constructed, industrial and other artificial habitats

L'extraction d'information à partir d'images THRS peut s'effectuer selon une approche par pixel (Baker *et al.*, 2006; Laba *et al.*, 2008) ou bien orientée-objet (Gilmore *et al.*, 2008; Hubert-Moy *et al.*, 2006). Nous avons ici privilégié l'approche orientée-objet en raison de la forte résolution spatiale des images au regard des éléments paysagers à cartographier qui sont majoritairement composés de plusieurs pixels. La méthodologie a été développée en utilisant le logiciel eCognition. Les classifications des objets issus de la segmentation peuvent s'effectuer par approche supervisée au plus proche voisin (Dissanska *et al.*, 2009; Civco *et al.*, 2006) ou par arbre de décision (Dorren *et al.*, 2003; Ke *et al.*, 2010). L'approche supervisée au plus proche voisin permet d'obtenir des classifications de bonne précision directement à partir des échantillons

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

d'entrainement sur des contextes paysagers homogènes (Laliberte *et al.*, 2006). En revanche, elle montre ses limites sur des milieux hétérogènes où l'approche par arbre de décision est plus appropriée. En effet, l'approche par arbre de décision permet à l'opérateur de classer les objets progressivement et éventuellement d'ajuster les critères de décisions pour les classes les plus problématiques. L'inconvénient de cette méthode est le temps nécessaire à l'élaboration de l'arbre de décision. L'image a été classée selon une approche progressive par arbre de décision. Cet arbre de décision a été construit à partir d'un ensemble de règles de décision qui peut être adapté ou affiné *a posteriori* au fur et à mesure des tests de classification en fonction des résultats obtenus. Selon cette méthode, les classes de végétation sont considérées les unes après les autres la bande qui permet de mieux identifier les objets d'une classe donnée est sélectionnée, segmentée et classée. Les objets classés sont alors masqués, et ce processus de segmentation et de classification est réitéré pour la classe suivante, jusqu'à ce que tous les objets soient classés. Les éléments du paysage les plus faciles à mettre en évidence ont été traités en priorité selon des procédures de segmentation simples et peu gourmandes en temps de calculs. Puis les éléments les plus hétérogènes ont été traités par des algorithmes de segmentation et de classification plus complexes et longs. Le processus de classification est différent selon que l'image soit acquise en été (Tableau 6.2) ou en hiver (Tableau 6.3). En effet, l'état de la végétation n'est pas le même en été et en hiver, en particulier pour les surfaces boisées et les roselières. Ces changements d'états ont un impact sur la réponse spectrale mesurée par les capteurs de télédétection et donc sur la qualité de classification.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 6.2 – Étapes de classification de l'occupation du sol à partir d'images optiques THRS d'été

Diff.	Étape	Description	IOD*	Algorithmes	TC**	Classes
	1	Masquer les zones non humides	Non classé	Segmentation Chessboard avec vecteur des zones à dominante humide		Background Non classé
	2	Identifier les éléments du paysage très foncés***	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande proche infrarouge*		_temp1 Non classé
			_temp1	Segmentation Contrast Split *bande bleu*		_temp1 Non classé
	3	Identifier les éléments du paysage très clairs***	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande bleu*		_temp2 Non classé
	4	Identifier les éléments boisés	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		_Bois Non classé
	5	Identifier les cultures	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande infrarouge*		Culture Non classé
	6	Identifier les prairies fauchées	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		Prairie fauchée Non classé
	7	Identifier les surfaces herbacées	Non classé	Assign class *No condition*		Surface herbacée
	8	Différencier les surfaces en eau des ombres	_temp1	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		Surface en eau Ombre
	9	Différencier les terres arables nus des surfaces minérales	_temp2	Assign class *rectangular fit*		Sol nu Surface minérale
	10	Différencier les peupleraies des surfaces boisées indigènes	_Bois	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		Surface boisée indigène Peupleraie
	11	Classer surfaces herbacées non fauchées	Surface herbacée	Segmentation Multi-resolution toutes les bandes		Surface herbacée
			Surface herbacée	Assign class *Mean value bande proche infrarouge*		Prairie mésophile Prairie méso-hygro. Prairie hygrophile Roselière
	12	Classer des ombres par la classe voisine majoritaire	Ombre	Remove objects *Target none*		Toutes classes

*IOD = Image Object Domain, **TC = Temps de Calcul, *** Teinte observée sur la composition colorée

Tableau 6.3 – Étapes de classification de l'occupation du sol à partir d'images optiques THRS d'hiver

Diff.	Étape	Description	IOD*	Algorithmes	TC**	Classes
	1	Masquer les zones non humides	Non classé	Segmentation Chessboard avec vecteur des zones à dominante humide		Background Non classé
	2	Identifier les éléments du paysage très foncés***	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande proche infrarouge*		_temp1 Non classé
			_temp1	Segmentation Contrast Split *bande bleu*		_temp1 Non classé
	3	Identifier les terres arables nues	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande bleu*		_temp2 Non classé
			_temp2	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		Sol nu Non classé
	4	Identifier les roselières	Non classé	Segmentation Contrast Split *bande rouge*		Roselière Non classé
	5	Identifier les surfaces herbacées	Non classé	Segmentation Contrast Split *proche infrarouge*		Surface herbacée Non classé
	6	Identifier les surfaces boisées	Non classé	Assign class *No condition*		_Bois
	7	Différencier les surfaces en eau des ombres	_temp1	Segmentation Contrast Split *bande proche infrarouge*		Ombre Surface en eau
	8	Différencier les peupleraies des surfaces boisées indigènes	_Bois	Assign class *rectangular fit*		Surface boisée indigène Peupleraie
	9	Classer surfaces herbacées	Surface herbacée	Segmentation Multi-resolution toutes les bandes		Surface herbacée
			Surface herbacée	Assign class *Mean value bande proche infrarouge*		Prairie mésophile Prairie méso-hygro. Prairie hygrophile
	10	Classer des ombres par la classe voisine majoritaire	Ombre	Remove objects *Target none*		Toutes classes

*IOD = Image Object Domain, **TC = Temps de Calcul, *** Teinte observée sur la composition colorée

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

6.1.1.3. Validation

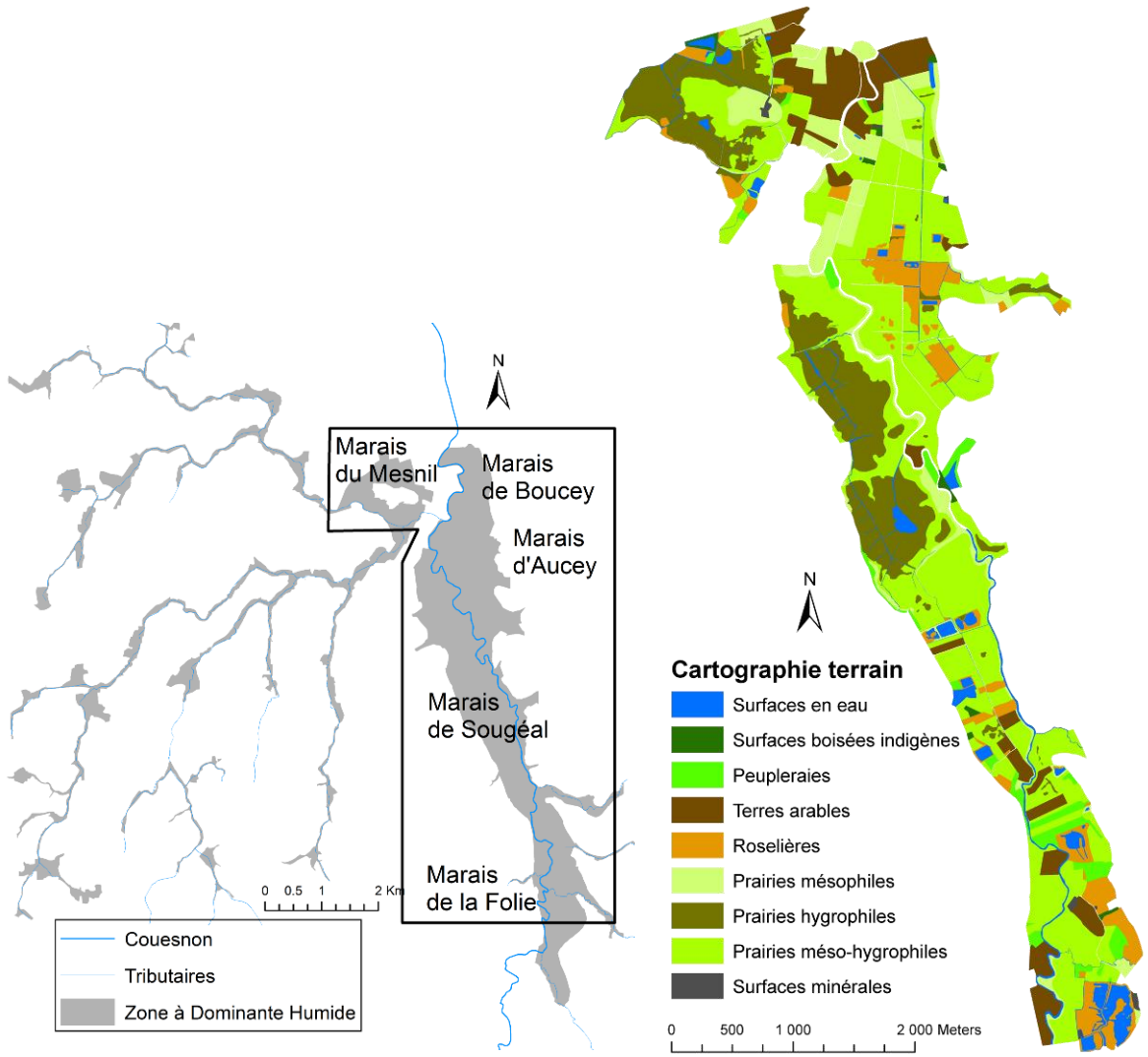


Figure 6.1 – Carte de l'occupation des sols des marais du bas Couesnon obtenue à partir de relevés phyto-sociologiques effectués en 2008 (d'après Lanoé, 2008)

Plus de 200 relevés phytosociologiques ont été effectués sur les bas marais du Couesnon (Lanoé, 2008) et ont permis de dériver une carte détaillée de la végétation selon une typologie CORINE niveau 4. Cette carte a été simplifiée de façon à être compatible avec celles que nous avons réalisées à partir des images de télédétection (Figure 6.1). Des échantillons de validation ont été sélectionnés sur cette carte et croisés avec chacune des classifications automatiques de façon à évaluer leurs précisions. L'ensemble de la carte de validation n'a pas été croisée avec les classifications automatiques car certains éléments du paysage de petites superficies, comme des surfaces boisées ou des roselières, n'y sont pas représentés. Cependant, pour les classes « Surface en eau », « Culture », « Sol nu » et « Prairie fauchée » les échantillons de validation ont été sélectionnés par photo-interprétation de chaque image car sujets à des variations spatio-temporelles. Pour chaque classification, un indice de Kappa (voir CHAPITRE 4 : section 4.1.5) est calculé globalement et aussi pour chaque classe. Une fois validées, les classifications ont ensuite été exportées en format vecteur vers un SIG.

6.1.2. Résultats

La précision des classifications est reportée dans le Tableau 6.4. Les classifications issues des images KOMPSAT-2 et Quickbird sont de qualité globale correcte, avec des indices de Kappa égales respectivement à 0,68 et 0,60. Les classifications issues des images SPOT-5 (k = 0,48) et de la BD Ortho (k = 0,44) ont une faible précision globale. Cependant, l'analyse de la précision des classifications par classe montre que la classification issue de l'image SPOT-5 permet d'identifier les classes « Surface en eau », « Prairie fauchée », « Prairie hygrophile » et « Prairie mésophile » avec une précision très satisfaisante, l'indice de Kappa ayant une valeur supérieure à 0,78. La classification issue de l'image KOMPSAT-2 permet aussi de discriminer les classes « Surface en eau », « Surface boisée indigène », « Peupleraie », « Prairie méso-hygrophile », et « Sol nu » avec le même niveau de précision. L'image d'hiver Quickbird permet de caractériser avec précision les classes « Surface en eau », « Sol nu » et « Roselière », cette dernière n'étant correctement identifiée qu'avec l'image KOMPSAT-2. La classification dérivée de la BD Ortho ne met correctement en évidence que les classes « Prairie fauchée » et « Surface minérale ».

Tableau 6.4 – Valeurs de l'indice de Kappa selon les capteurs
(en gris les valeurs ≥ 0,7)

Typologie utilisée	Code OS	SPOT-5	KOMPSAT-2	BD Ortho	Quickbird
Surface en eau	1	0,91	0,99	0,51	0,90
Surface boisée indigène	2	0,31	0,92	0,65	0,52
Peupleraie	3	0,01	0,78	0,09	0,51
Prairie fauchée	4	0,78	0,21	0,96	nd
Prairie hygrophile	5	0,79	061	0,29	0,51
Prairie méso-hygrophile	6	0,74	0,86	0,14	0,19
Prairie mésophile	7	0,16	0,34	-0,05	0,29
Roselière	8	0,05	0,04	0,01	0,95
Sol nu	9	0,00	0,91	0,58	0,99
Culture	10	0,09	0,67	0,58	nd
Surface minérale	11	0,68	0,70	0,73	nd
Kappa total		*0,48*	*0,68*	*0,44*	*0,60*

Les classifications sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey sont présentées Figure 6.2. La classification issue de l'image SPOT-5 permet de repérer les principaux plans d'eau, en revanche le Couesnon n'est que très partiellement identifié. En effet, sa réponse spectrale diffère de celle des plans d'eau en raison de la turbidité de l'eau et de la présence fréquente de ripisylves. Les prairies méso-hygrophiles et hygrophiles du marais de Sougéal sont bien cartographiées alors que des confusions entre les prairies fauchées, les roselières et les prairies mésophiles sont observées sur le marais d'Aucey. Seuls les principaux éléments bocagers du marais de Boucey sont représentés. La classification de l'image KOMPSAT-2 permet de bien représenter les surfaces en eau, y compris le Couesnon. Les prairies hygrophiles du marais de Sougéal sont

moyennement cartographiées et sont sous-estimées au profit des prairies méso-hygrophiles. Le réseau bocager du marais de Boucey est correctement identifié tout comme les peupleraies du marais de Sougéal. En revanche, les roselières du marais d'Aucey sont quasi absentes de la classification. La classification dérivée de la BD Ortho engendre de nombreuses confusions dans la cartographie des surfaces en eau : la mare de la musse, au sud du marais de Sougéal est classée comme surfaces boisées tout comme le Couesnon. Les prairies fauchées des marais d'Aucey/Boucey sont bien classées. En revanche les différentes classes de surfaces herbacées sont mal cartographiées. Les superficies en roselières sont surestimées, en particulier sur le marais de Sougéal et une grande confusion est observée entre les prairies mésophiles, méso-hygrophiles et hygrophiles. Les superficies de surfaces boisées sont surestimées, avec d'importantes confusions sont générées entre les peupleraies et les boisements indigènes. La classification de l'image Quickbird correspond à une situation hivernale classique ce qui explique la forte augmentation des étendues d'eau sur le marais de Sougéal. De nombreuses confusions sont observées au nord du marais de Boucey qui correspond à une bande brumeuse. Les roselières sont relativement bien identifiées, que cela soit au niveau du marais d'Aucey ou du marais de Sougéal. Le réseau bocager du marais de Boucey est moyennement identifié tout comme les peupleraies du marais de Sougéal. De nombreuses confusions sont observées entre les prairies hygrophiles et les ombres portées des arbres.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

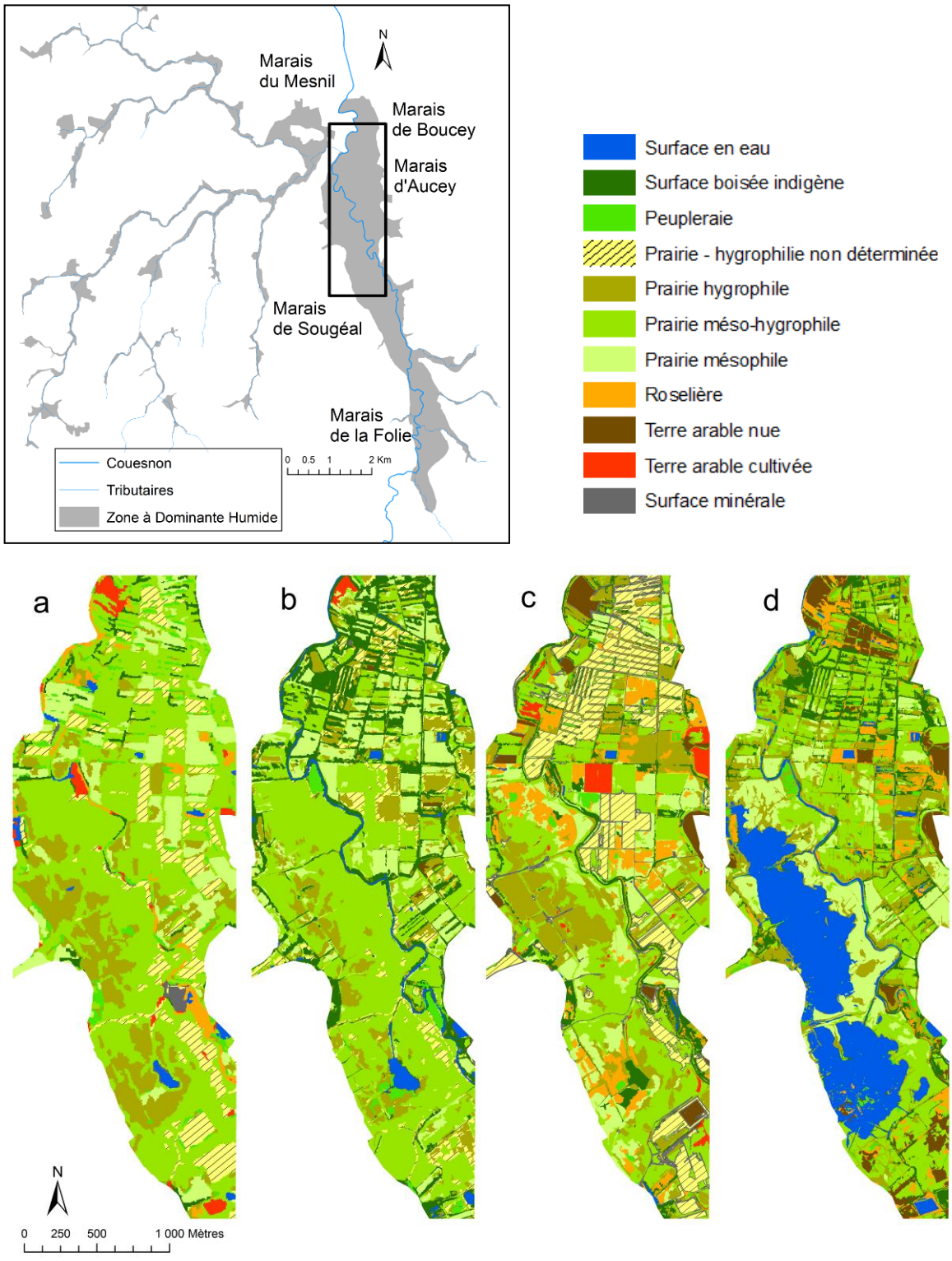


Figure 6.2– Extraits des cartes de l'occupation du sol des marais du bas Couesnon obtenues par classification orientée-objet à partir de données de télédétection optique THRS : (a) SPOT-5 ; (b) KOMPSAT-2 ; (c) BD Ortho ; (d) Quickbird.

6.1.3. Discussion

Du fait de la méthode de traitement automatique par arbre de décision employée, une erreur de classification au début de la chaîne de traitement engendre des erreurs en cascade par la suite. Pour cette raison, nous avons privilégié la détection des éléments paysagers les plus faciles à extraire en début de traitement. Les surfaces herbacées ont été caractérisées en dernier lieu car leurs réponses spectrales sont très variables et sont fonction du type de formation végétale, mais aussi du taux de couverture au sol, de l'importance de l'activité chlorophyllienne, de la biomasse, elle-même dépendante du mode de gestion agricole.

Les résultats obtenus montrent les potentialités et les limites des données THRS pour la cartographie de la végétation des zones humides. L'image SPOT-5 permet une discrimination des prairies hygrophiles sur un vaste marais pâturé grâce à la bande du moyen infrarouge. Cependant, la résolution spatiale de SPOT-5 (10 m) ne permet de cartographier que les éléments paysagers les plus grands, les éléments les plus fins, tels que le réseau bocager ou les cours d'eau, n'étant pas détectés. La BD ORTHO possède *a priori* une résolution spatiale suffisante (0,5m) pour les identifier, mais sa faible profondeur spectrale ne permet pas de cartographier de façon automatique et détaillée la végétation des zones humides. L'image KOMPSAT-2 possède une résolution spatiale de 4 mètres et une profondeur spectrale qui permet de caractériser les principales classes de végétation des zones humides. Une attention particulière doit être portée à l'heure d'acquisition des images optiques THRS. Il faut en effet privilégier une heure d'acquisition où le soleil est proche du nadir afin de réduire l'effet d'ombre portée. L'image KOMPSAT-2, acquise à 16 H fin septembre, possède d'importantes ombres portées. L'image Quickbird, malgré sa faible qualité due aux conditions climatiques, a permis de caractériser avec précision les surfaces en eau mais aussi les roselières. Des test effectués sur la basse vallée de la Dordogne montrent les potentialités d'une image Quickbird acquise en début d'été à la cartographie de la végétation des zones humides (Clement *et al.*, 2008) : la méthode de traitement était identique à celle appliquée ici (arbre de décision) et a permis de caractériser la végétation (aulnaie-saulaie, peupleraie, cariçaie…). Les potentialités et les limites des images d'été et d'hiver sont présentées dans le Tableau 6.5.

Les différentes images optiques THRS qui ont été traitées ici séparément apparaissent complémentaires pour la cartographie de la végétation des zones humides. Idéalement, la cartographie détaillée de l'occupation du sol des zones humides serait réalisée avec de deux images, une acquise en été et l'autre en hiver. Ces images auraient une résolution spatiale inférieure à 2,5 m, avec une profondeur spectrale importante (4 bandes de 8 bits dans la gamme spectrale du bleu au proche infrarouge) et avec peu d'ombres portées…

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 6.5 – Potentialités et limites des images optiques THRS d'été et d'hiver pour la cartographie de l'occupation des sols des zones humides.

	Classes aisément identifiables	Limites principales fréquemment rencontrées
Image optique THRS été	Surfaces en eau Surfaces boisées indigènes Peupleraies (en fin d'été) Prairies fauchées	Ombres portées
Image optique THRS hiver	Surfaces en eau Roselières Terres arables	Surfaces boisées Couverture nuageuse Faible éclairement Ombres portées importantes

NB : Les classes « Prairie fauchée », « Culture » et « Surface artificialisée » ne sont pas incluses en raison des caractéristiques saisonnières et/ou de l'extension réduite de la zone d'étude.

6.2. L'évaluation de l'utilisation de données LiDAR

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, les données LiDAR permettent de caractériser la hauteur de végétation avec une précision centimétrique (Hopkinson *et al.*, 2005). Ainsi, les différentes strates de végétation peuvent être cartographiées avec précison (Genç *et al.*, 2004; MacKinnon, 2001). Cependant, la différenciation des différentes formations végétales au sein d'une même strate nécessite l'apport de sources d'information complémentaires (Bork et Su, 2007; Gilmore *et al.*, 2008). L'objectif défini ici est de développer une méthodologie de cartographie de la végétation à partir des données LiDAR soumise à plusieurs contraintes :

- Obtenir une carte au 1/10 000ème avec une nomenclature suffisamment détaillée pour en extraire des descripteurs fonctionnels aussi bien sur les grands marais que sur les petites zones humides tributaires ;
- Obtenir une cartee compatible avec les couches d'occupation des sols produites préalablement à des échelles plus grossières mais sur des étendues plus vastes ;
- Associer différentes sources d'informations, de types vecteur ou raster, avec des extensions spatiales et des résolutions différentes ;
- Développer une méthode de cartographie reproductible (applicable sur différents sites) et flexible (données sources différentes, possibilité de modifier une partie de la chaîne de traitement des données) ;
- Mettre en place un processus de traitement capable de traiter des images très volumineuses, comprenant plusieurs centaines de Giga-Octets ;
- Optimiser les temps de calcul par le choix d'algorithmes de traitement adaptés.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

6.2.1. Méthodologie

6.2.1.1. Sites d'étude et données

La méthodologie visant à cartographier la végétation des zones humides de façon détaillée à partir de données LiDAR a t été appliquée sur deux sites : la ZAA et le bassin versant de la Lizonne (voir chapitre 3). Plus précisément, le traitement des données a été effectué sur les zones humides potentielles. Les limites de ces dernières ont été définies au 1 : 50 000ème en appliquant la même approche hybride associant l'utilisation d'un MNT de l'IGN (50 m en xy et 2,5 m environ en z) et d'images de télédétection sur le bassin de la Lizonne (I-MAGE CONSULT, 2006a; I-MAGE CONSULT, 2006b) et la ZAA (voir chapitre 4). Les zones humides potentielles de la ZAA et du bassin versant de la Lizonne représentent une superficie de respectivement 15 et 57 km². Bien que distants de 500 km, ces deux sites contiennent, au sein de ses zones humides, une végétation similaire adaptée au climat océanique.

Les données utilisées pour la cartographie de la végétation des zones humides du bassin versant de la Lizonne comprennent des données LiDAR et d'autres données incluant des données en format raster (images) et des données en format vectoriel (Tableau 6.7).

Les paramètres d'acquisition des données LiDAR et la date de vol ont été choisis de façon à obtenir une bonne précision de la topographie avec une densité estimée à 4 points au sol/m². Ils ont été déterminés selon les spécifications définies par le laboratoire COSTEL pour cette étude et sont similaires à celles de la mission réalisée sur la ZAA (L. Hubert-Moy, voir chapitre 4). La mission a été menée par la société Sintégra du 11 au 16 mars 2010, avant la feuillaison, avec un capteur Riegl LMS Q560 (Laser Measurement Systems). A la date du 16 mars, plus de 90 % de la surface avait été couverte (Figure 6.3). Une période de mauvaises conditions météorologiques a suivi et le dernier vol a eu lieu le 20 avril 2010. Ce décalage dans les dates d'acquisition n'entraîne pas de différences notables au niveau des couches d'altimétrie produites à partir du nuage de points, car la phénologie de la végétation avait peu évolué entre les deux dates. En outre, la partie du bassin versant couverte au cours de la deuxième date n'inclut quasiment pas de zones humides. L'acquisition des données LiDAR a été effectuée dans la bande du proche infrarouge (1,550 µm) avec un angle compris entre 30 et 60°, une fréquence de pulsation de 200 KHz et un recouvrement latéral de 35 %.

Toutes les données LiDAR ont été géoréférencées en temps réel en Lambert-RGF93/IGN-69 à partir d'un GPS différentiel relié à la station du Réseau Géodésique Permanent (RGP) de Mornac. Après l'acquisition, les données LiDAR *x-y-z-I* ont été importées dans le logiciel TerraScan (TerraSolid, Finlande) pour y être prétraitées et classées en retours « sol » et « non sol » (voir détails méthodologie, CHAPITRE 5 : section 5.2). Au total, plus de 4040 millions de points ont été enregistrés, dont 2537 millions classés en « sol », ce qui représente une densité moyenne de 4 points au sol /m². Les données raster ont donc une résolution spatiale de 0,5 mètre. À partir du nuage de points acquis par le LiDAR, deux couches d'information ont été créées : l'intensité, dérivée directement du fichier de points qui contient les informations relatives à l'altimétrie, l'écho et l'affectation aux classes « Sol » ou « Sursol » (fichier avec une extension en .las). Pour cela, les nuages de points de sol, de sur-sol et d'intensité ont été interpolés afin d'obtenir respectivement un Modèle Numérique de Terrain (MNT), un Modèle Numérique d'Elévation (MNE), et une image d'intensité. Nous avons choisi la méthode d'interpolation au plus proche voisin, car elle minimise l'erreur et est plus rapide à exécuter comparée aux autres méthodes d'interpolation (Bater et Coops, 2009). Les images de hauteur et d'intensité produites ont une

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

résolution de 0,5m en *x,y*. Une image de hauteur d'une précision 0,15m en *z* a été obtenue par soustraction du MNE – ou sursol – et du MNT – ou sol.

Tableau 6.6 – Paramètres d'acquisition des données LiDAR sur le bassin-versant de la Lizonne

Paramètre	Valeur	Unité
Angle de Scan	30-90°	Degré
Vitesse de vol	95	Noeuds
Hauteur de vol	550	Mètres
PRF	200000	Hertz
Recouvrement latéral	35	%
Densité de points moyenne	4.0	Points/Mètre carré
Précision en X et Y	0.25	Mètre
Précision en Z	0.10	Mètre
Dates d'acquisition	11/03/2010	Dd/mm/yyyy
	12/03/2010	
	15/03/2010	
	16/03/2010	
	20/04/2010	

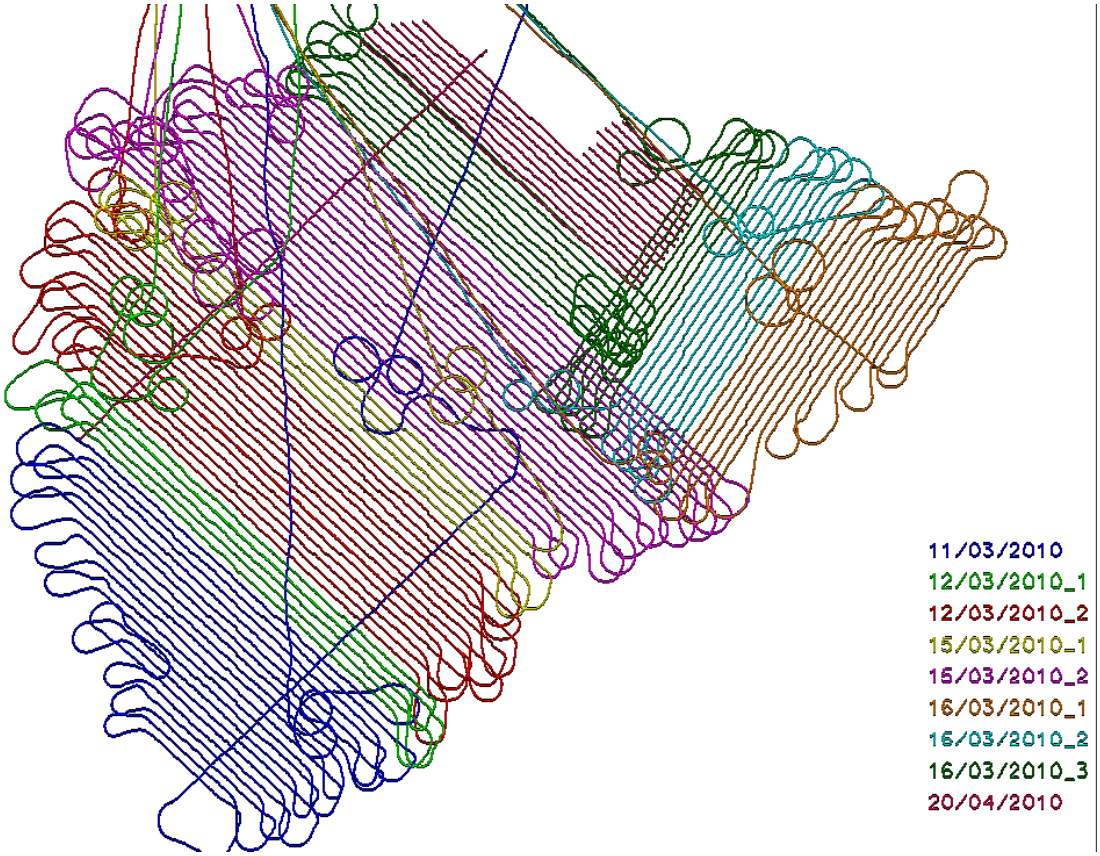


Figure 6.3 – Plans de vol des différentes missions d'acquisition des données LiDAR effectuées sur le bassin-versant de la Lizonne entre le 11 mars et le 20 avril 2010 (Source : rapport de production Syntégra, 2010)

Les données vectorielles permettent d'apporter un complément d'information utile à la classification des images images d'intensité et de hauteur dérivées des données LiDAR. La première source d'information vectorielle est la carte des zones humides potentielles, produite par I-mage Consult en 2009. La seconde couche vectorielle est l'occupation des sols au 1/50 000ème dérivée de deux images Landsat de 2010 (Clément *et al.*, 2011). La troisième source vectorielle est la BD Parcellaire de l'IGN®. La partie charentaise de la BD Parcellaire, livrée au format raster, a été vectorisée par un procédé de segmentation multi-seuillage, suivi d'un nettoyage (les numéros de parcelles et la toponymie ont été enlevés). Les couches vectorielles des deux départements ontété ensuite assemblées. Enfin, les parcelles correspondant à des prairies de fauche, des peupleraies ou des cultures ont été identifiées par photo-interprétation de la BD ORTHO IRC de l'IGN® (voir section 6.1). La quatrième source de données vectorielles est la composante « Route » de la BD TOPO de l'IGN®.

L'ensemble des données raster et vecteur utilisées pour cartographier la végétation sur le bassin-versant de la Lizonne représente un poids total de 35 GO, ce qui a nécessité un traitement par dalles de 2,5 Km².

Tableau 6.7 – Caractéristiques des couches d'information spatialisées utilisées pour la cartographie de la végétation sur les zones humides du bassin-versant de la Lizonne

Couche	Format	Date acquisition	Réso. /Échelle	Couverture
LiDAR-Intensité	Raster .tiff	11/03/2010	0,5 m en xy	Bassin versant Lizonne
LiDAR-Hauteur	Raster .tiff	11/03/2010	0,5 m en xy, 0,15 en z	Bassin versant Lizonne
ZDH	Vecteur .shp	2009	1/50 000ème	Bassin versant Lizonne
OS BV	Vecteur .shp	2010	1/50 000ème	Bassin versant Lizonne
BD Parcellaire	Vecteur .shp	2010	1/5 000ème	Bassin versant Lizonne (24+ 16)
BD TOPO IGN®-	Vecteur .shp	2010	1/25 000ème	Bassin versant Lizonne (24+ 16)

Les données utilisées pour la cartographie de la végétation des zones humides de la ZAA sont présentées dans le Tableau 6.8. Elles comportent trois sources de données raster (images dérivées des données LiDAR) et cinq sources de données vectorielles. Les caractéristiques des données LiDAR acquises sur la ZAA, qui sont comparables à celles qui ont été acquises sur le bassin-versant de la Lizonne, sont présentées dans le CHAPITRE 4 : section 4.1.3. Les données raster utilisées comprennent les images d'intensité et de hauteur et le MNCE. Ce dernier a été retenu pour discriminer les prairies mésophiles, méso-hygrophiles et hygrophiles (il n'a pas été retenu sur la Lizonne où ces types de prairies n'ont pu être identifiés, en raison du manque de données de calibration –relevés phyto-sociologiques).

La première source vectorielle est la carte des zones humides potentielles (CHAPITRE 4 : section 4.2.1). La seconde source vectorielle est la délimitation des roselières obtenue à partir d'une image d'hiver Quickbird par une méthode de classification hybride (classification automatique puis photo-interprétation assistée par ordinateur) (voir ce chapitre, section 6.1.2). La troisième source vectorielle est la carte de l'occupation du sol de la ZAA en 2009 obtenue par photo-interprétation de vols ULM (Couche d'information produite par J. Nabucet, laboratoire

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

COSTEL). Enfin les quatrième et cinquième sources vectorielles sont les composantes « Route » des BD TOPO de l'IGN ®.

Tableau 6.8 – Caractéristiques des couches d'information spatialisées utilisées pour la cartographie de la végétation des zones humides de la ZAA

Couche	Format	Date acquisition	Réso. /Échelle	Couverture
LiDAR-Intensité	Raster .tiff	05/04/2009	0,5 m en xy	ZAA
LiDAR-Hauteur	Raster .tiff	05/04/2009	0,5 m en xy, 0,15 en z	ZAA
LiDAR-MNCE	Raster .tiff	05/04/2009	0,5 m en xy, 0,15 en z	ZAA-ZHP
ZHP	Vecteur .shp	2010	1/50 000ème	ZAA
OS roselières	Vecteur .shp	2008	1/25 000ème	ZAA-ZHP
OS ZAA	Vecteur .shp	2009	1/25 000ème	ZAA
BD TOPO de l'IGN ®	Vecteur .shp	2010	1/25 000ème	ZAA-(35+50)

6.2.1.2. Traitements

- **Classification**

Le traitement de séries d'images THRS sur de grandes superficies impose des contraintes de ressources informatiques. Les caractéristiques techniques du logiciel de traitement utilisé (eCognition v.8.64), ainsi que les capacités matérielles de l'unité informatique que nous avions à notre disposition (serveur avec un processeur Xéon Intel ® 2x3 GHz, mémoire 16 GO RAM), nous ont permis de traiter l'ensemble de nos données, avec une contrainte cependant, la nécessité de traiter les données par tuiles de 500x500 mètres.

La chaîne de traitement mise en œuvre se décompose en trois étapes : le tuilage des images, la classification de la végétation multi-niveaux tuile par tuile, et l'assemblage des tuiles classées (Figure 6.4). Le tuilage consiste à découper les images en carrés de 500 mètres de côté, ce qui représente plus de 2600 tuiles pour l'ensemble du bassin versant de la Lizonne et autant pour la ZAA. Le processus de classification appliqué relève d'une approche cognitive incluant des procédés de segmentation, de classification mais aussi de morphologie ou de fusion d'objets (O'Neil-Dunne, 2009). Enfin, dans une troisième étape, l'ensemble des tuiles classées sont assemblées puis exportées au format vecteur pour être exploitable sous SIG Nous allons détailler la procédure originale de classification mise en œuvre.

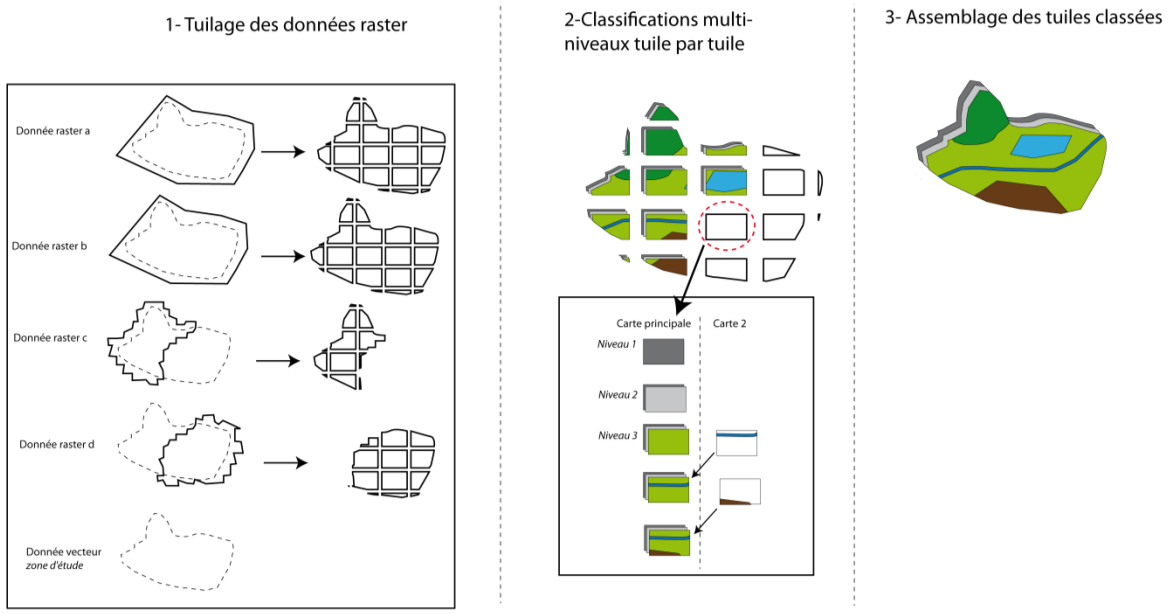


Figure 6.4 – Processus de classification de la végétation appliqué aux séries d'images THRS.

– Une classification selon une approche cognitive

Les nomenclatures utilisées pour cartographier la végétation des zones humides de la Lizonne (Tableau 6.9) et de la ZAA (Tableau 6.10) contiennent quinze classes chacune. La nomenclature des surfaces herbacées est plus détaillée sur la ZAA en raison d'une meilleure connaissance du terrain sur ce site. En revanche, elle ne contient pas les classes « Autres plantations » et « Végétation herbacée sous plantation » présentes dans la nomenclature correspondant au site de la Lizonne car celles-ci sont absentes du site d'étude. La classe « Prairie » correspond ici à une surface herbacée gérée, en opposition à la classe « Surface herbacée non gérée ».

Tableau 6.9 – Nomenclature utilisée pour la cartographie de la végétation des zones humides de la Lizonne

Nomenclature	Correspondance EUNIS
1. Surface bâtie	J2. Low density building
2. Route	J4.2. Road network
3. Prairie pâturée	E2.11. Unbroken pasture
4. Prairie pâturée et fauchée	E3.41. Atlantic humid meadow
5. Terre arable	I1.1. Intensive unmixed crop
6. Feuillu indigène	G1.4. Broadleaved swamp woodlands not on acid peat
7. Fourré arbustif	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
8. Fourré arbustif juvénile	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
9. Friche herbacée	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
10. Surface herbacée non gérée	E5.42. Tall-herb communitie of humid meadow
11. Peuplier	G1.C. Highly artificial broadleaved deciduous forestry plantation
12. Autre plantation	G1.C. Highly artificial broadleaved deciduous forestry plantation
13. Végétation herbacée sous peuplier	E3.41. Atlantic humid meadow
14. Végétation herbacée sous plantation	E3.41. Atlantic humid meadow
15. Surface en eau	C1. Standing water C2. Surface running water

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 6.10 – Nomenclature utilisée pour la cartographie de la végétation des zones humides de la ZAA

Nomenclature	Correspondance EUNIS
1. Surface bâtie	J2. Low density building
2. Route	J4.2. Road network
3. Prairie mésophile	E2.11. Unbroken pasture
4. Prairie méso-hygrophile	E3.41. Atlantic humid meadow
5. Prairie hygrophile	E3.41. Atlantic humid meadow
6. Roselière	E3.42. Joncus acutiflorus meadow E3.44. Flood sward and related communitie
7. Terre arable	I1.1. Intensive unmixed crop
8. Feuillu indigène	G1.4. Broadleaved swamp woodland not on acid peat
9. Fourré arbustif	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
10. Fourré arbustif juvénile	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
11. Friche herbacée	G5.6. Early stage natural and semi-natural woodland and regrowth
12. Surface herbacée non gérée	E5.42. Tall-herb communitie of humid meadow
13. Peuplier	G1.C. Highly artificial broadleaved deciduous forestry plantation
14. Végétation herbacée sous peuplier	E3.41. Atlantic humid meadow
15. Surface en eau	C1. Standing water C2. Surface running water

Le Tableau 6.11 illustre les principales étapes utilisées pour classer la végétation sur les deux sites d'étude. Tout d'abord, les classes d'occupation des sols ont été extraites à partir des couches d'occupation du sol préexistantes à trois niveaux hiérarchiques : la zone humide, l'îlot parcellaire, et la parcelle (deux pour la ZAA, le premier et le troisième). Puis, la classification des zones humides potentielles a été effectuée sur un quatrième niveau, l'unité intraparcellaire, selon la nomenclature définie précédemment (Tableau 6.10).

D'une façon générale, la classification détaillée au niveau 4 s'effectue en classant en premier lieu les éléments les plus faciles à identifier (surfaces en eau et surfaces artificialisées). Ensuite, la végétation a été discriminée temporairement suivant six strates différentes progressivement classées en fonction de la nomenclature définie. Le processus de classification comprend 17 étapes successives :

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 6.11 – Les étapes de traitements des données pour la cartographie de la végétation des zones humides du bassin versant de la Lizonne et de la ZAA suivant les niveaux hierarchiques (Niv.)

Étapes	Niv.	Données utilisées sur la Lizonne	Données utilisées sur la ZAA
1. Extraire les zones humides potentielles (ZHP)	1	Enveloppe ZHP	Enveloppe ZHP
2. Extraire les classes d'occupation du sol sur les ZHP au 1/100 000	2	Couche d'occupation des sols du bassin versant	-
3. Extraire les classes d'occupation du sol sur les ZHP au 1/50 000	3	Couche d'occupation des sols des ZHP	Couche d'occupation des sols de la ZAA
4. Classer les surfaces en eau	4	Image d'intensité (LiDAR)	Image d'intensité (LiDAR)
5. Classer les surfaces bâties	4	Images d'intensité et de hauteur (LiDAR)	Images d'intensité et de hauteur (LiDAR)
6. Classer les routes	4	BD TOPO IGN®	BD TOPO IGN®
7. Identifier les strates de végétation	4	Image de hauteur (LiDAR)	Image de hauteur (LiDAR)
8. Classer les peupliers et plantations	4	BD Parcellaire IGN®	Couche d'occupation des sols de la ZAA
9. Classer les cultures	4	BD Parcellaire IGN®	Couche d'occupation des sols de la ZAA
10. Classer les prairies fauchées	4	BD Parcellaire IGN®	Couche d'occupation des sols de la ZAA
11. Classer les autres prairies	4	Classification (Forme)	Classification (Forme)
12. Classer les arbres et arbustes	4	Image de hauteur (LiDAR)	Image de hauteur (LiDAR)
13. Classer les friches	4	Image de hauteur (LiDAR)	Image de hauteur (LiDAR)
14. Classer les surfaces herbacées non gérées	4	Classification (Informations contextuelles)	Classification (Informations contextuelles)
15. Classer les prairies mésophiles, méso-hygrophiles et hygrophiles.	4	-	MNCE (LiDAR)
16. Classer les roselières	4	-	OS roselières
17. Nettoyage	4	Classification (forme de l'objet)	Classification (forme de l'objet)

Dans une première étape, l'enveloppe des ZHP a été définie au niveau 1 (zone humide/non zone humide) à partir des données vectorielles de la cartographie des ZHP. Une segmentation de type *Chessboard* a permis de découper les objets selon leurs contours. Les objets appartenant aux ZHP ont été affectés à la classe « ZHP ». Les autres objets ont été masqués.

Dans une seconde étape, l'occupation du sol des ZHP a été définie au niveau 2 (îlot parcellaire) à partir de la couche vectorielle produite au 1/100 000ème sur l'ensemble du bassin

versant. Une segmentation de type *Chessboard* a permis de découper les objets selon leurs contours. Les objets « ZHP » ont été affectés aux classes « Zone à Dominante SAU », « Zone à Dominante eau », « Zone à Dominante boisée » et « Zone à Dominante bâtie ».

Dans une troisième étape, l'occupation du sol des ZHP a été définie a un niveau 3 (parcelle) à partir de la couche vectorielle de caractérisation des ZHP au 1/50 000ème. Une segmentation de type *Chessboard* a permis de découper les objets selon leurs contours. Les objets appartenant aux 4 classes définies au niveau 2 ont été affectés aux classes « Zone à Dominante eau courante », « Zone à Dominante plan d'eau », « Zone à Dominante boisement à forte naturalité », « Zone à Dominante boisement artificiel », « Zone à Dominante prairie humide », « Zone à Dominante tourbière », « Zone à Dominante roselière », « Zone à Dominante mégaphorbiaie », « Zone à Dominante bâtie », « Zone à Dominante terre arable » et « Zone à Dominante mosaïque <1 Ha).

Ainsi, les trois premières étapes ont permis d'emboîter les cartes d'occupation du sol existantes à différentes échelles dans le processus de classification, ce qui assure une cohérence géométrique de l'ensemble des informations produites aux différents niveaux scalaires (Figure 6.5).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

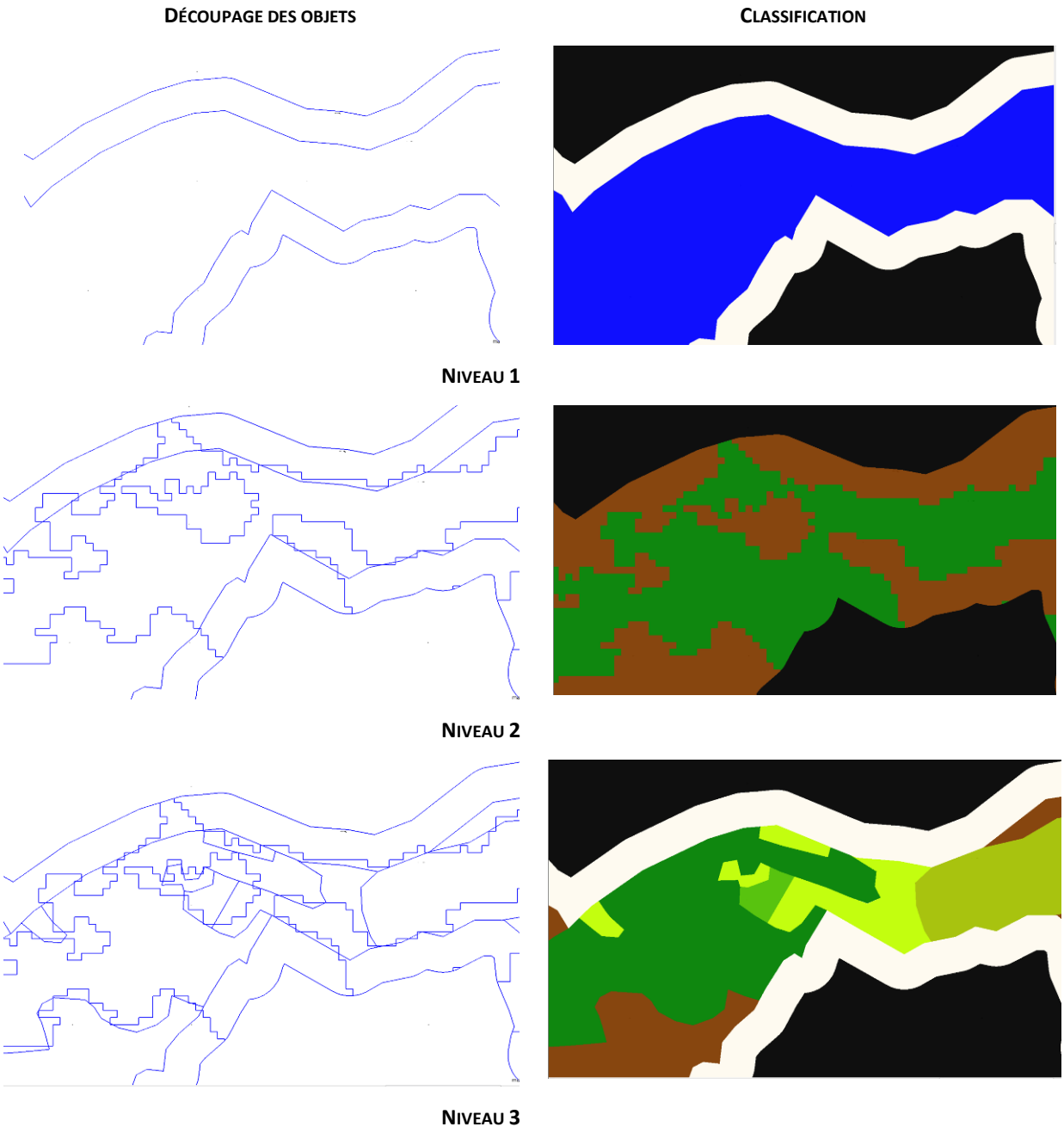


Figure 6.5 – Intégration des couches vectorielles existantes dans le processus de classification : couche de limites des des ZDP (niveau 1), couches d'occupation du sol du bassin versant de la Lizonne (niveaux 2 et 3). La géométrie des objets aux niveaux inférieurs est déterminée en fonction de celle des niveaux hiérarchiques supérieurs.

La quatrième étape correspond à la cartographie détaillée de la végétation au niveau 4 (unité intra-parcellaire) à partir des données LiDAR. Ce niveau doit permettre de produire une cartographie suffisamment détaillée pour en dériver des descripteurs fonctionnels de la zone humide. Tout d'abord, les surfaces en eau ont été classées. Elles peuvent facilement être identifiées car leur réponse est nulle (valeur ≤ 1) sur les images d'intensité dérivées des données LiDAR. L'image d'intensité a été segmentée et classée par multi-seuillage selon la nomenclature définie précédemment. La taille d'objet minimale à segmenter a été fixée à 150 pixels (soit 37,5m²), afin d'éviter les confusions avec les zones de végétation très denses qui ont une réponse

d'intensité similaire, mais une taille inférieure. Les objets « Non classés » ont ensuite été fusionnés afin de réduire le nombre d'objets à classer.

Dans l'étape suivante, le réseau routier a été identifié et classé à partir des informations contenues dans la BD TOPO de l'IGN®. Une segmentation de type *Chessboard* a permis de découper les objets « Route » selon leurs contours. Les bâtiments ont ensuite été identifiés grâce aux images d'intensité et de hauteur ainsi que selon des critères de forme (Figure 6.6). Dans un premier temps, les éléments paysagers ayant une hauteur > 1.8 m ont été segmentés et classés par multi-seuillage. Puis, parmi ces objets, les objets ayant une intensité >90 ont été segmentés et classés avec la même technique. Les objets classés à ce stade comprennent à la fois les bâtiments mais aussi certains arbres. La différenciation entre ces deux éléments paysagers a été effectuée à partir de critères de taille et de forme, les bâtiments ayant une forme rectangulaire et une superficie supérieure à 150 pixels. Les objets ne correspondant pas à ces critères ont été affectés à la classe « Non classé » et fusionnés afin de réduire le nombre d'objets à classer.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

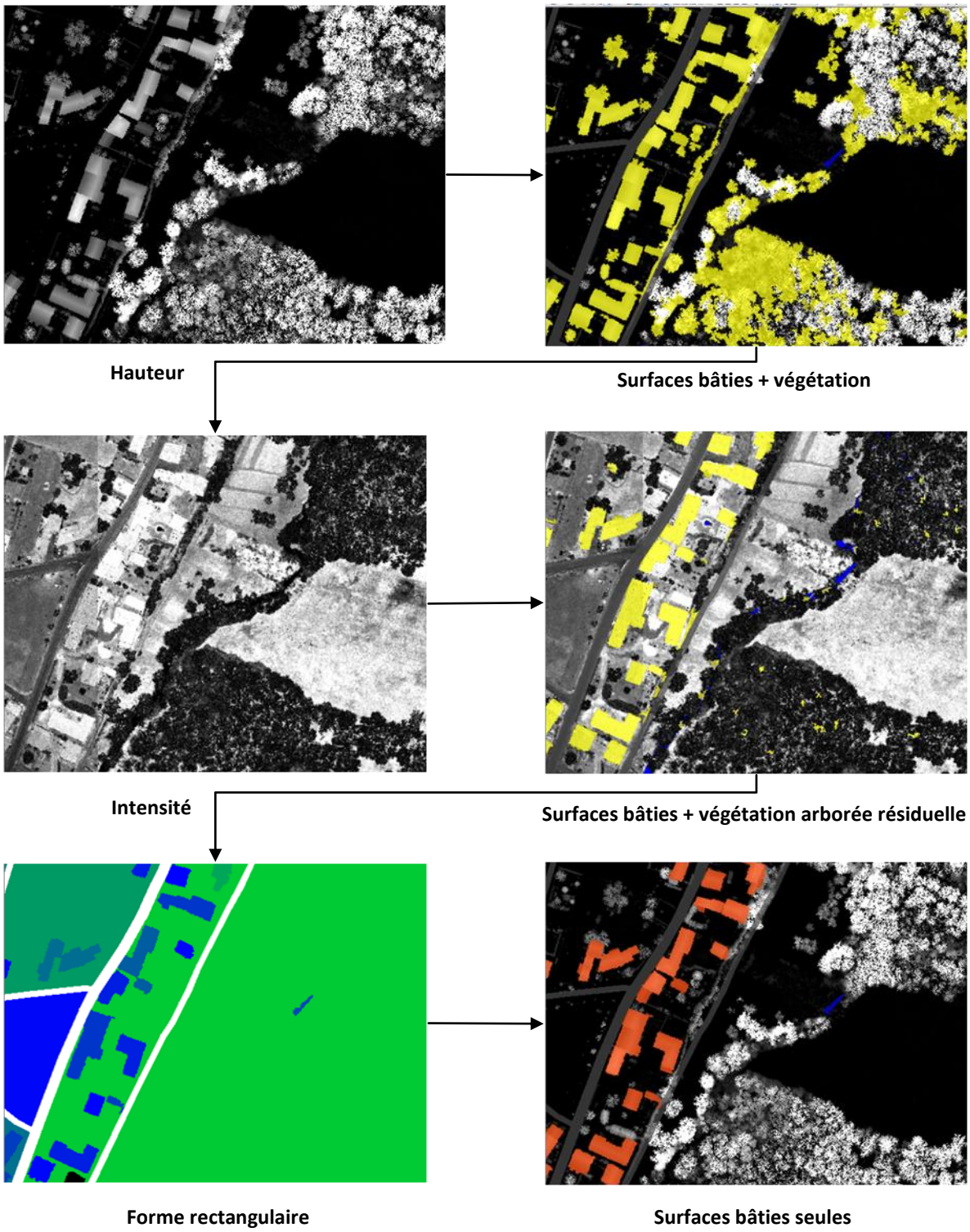


Figure 6.6 - Exemple de discrimination des surfaces bâties à partir des images de hauteur, d'intensité et de la forme des objets.

Une fois les surfaces en eau, les routes et les bâtiments identifiés, la classification de la végétation correspond aux étapes suivantes. La végétation a tout d'abord été identifiée en six classes provisoires associées à des strates : la classe « Strate herbacée basse », inférieure à 0,3 mètre ; la classe « Strate herbacée moyenne », comprise entre 0,3 et 0,9 mètres ; la classe « Strate

herbacée haute », comprise entre 0,9 et 1,8 mètres ; la classe « Strate arbustive », comprise entre 1,8 et 6,0 mètres ; la classe « Strate arborée », comprise entre 6,0 et 20,0 mètres et la classe « Grand arbre », supérieure à 20 mètres. Ces objets classés ont obtenus par une segmentation multi-seuillage de l'image de hauteur. La taille minimale des objets à segmenter a été fixée à 10 pixels soit 2,5m, afin d'éviter de prendre en compte de petits objets tels que du bétail, des sommets de canopées. Les limites parcellaires ont ensuite été intégrées à partir de la BD parcellaire par une segmentation *Chessboard*. Cette couche vectorielle contient des informations sur la localisation des peupleraies, plantations, prairies de fauche et aussi cultures. Ces informations spatialisées ont été utilisées pour affiner la classification de la végétation. Par exemple, la localisation des peupleraies permet de discriminer, parmi la strate arborée, les peupliers des boisements indigènes. Elle permet également d'identifier la classe « Surface herbacée sous peupleraie », qui correspond aux objets « Strate herbacée basse » présents au sein d'une peupleraie.

Au cours de l'étape suivante, les cultures ont été identifiées parmi les objets « Strate herbacée basse » et « Strate herbacée moyenne" définis précédemment, c'est-à-dire ayant une hauteur inférieure à 0,9 mètre. Parmi ces objets, seuls ceux ayant été identifiés comme « Culture » sur la BD Parcellaire et dont les limites sont rectilignes ont été classés comme « Culture ».

Dans l'étape suivante, les surfaces herbacées gérées ont été identifiées parmi les objets classés précédemment en « Strate herbacée basse ». Les prairies de fauche ont été classées d'après l'information contenue dans la BD Parcellaire. Les objets restant classés en « Strate herbacée basse » et ayant des limites rectilignes ont été classés en « Prairie pâturée ». Sur la ZAA, la caractérisation du mode de gestion des prairies a été effectuée *a posteriori* sur la couche vectorielle par photo-interprétation de la BD ORTHO.

Les objets correspondant aux strates ligneuses sont reclassés au cours de l'étape suivante en trois catégories : « Feuillu indigène », « Strate arbustive » et « Strate arbustive juvénile ». Les objets préalablement classés comme « Strate arborée » ou « Grand arbre » ont été classés en « Feuillu indigène ». Les objets « Strate arbustive » ont été classés en « Fourré arbustif ». Les objets « Strate herbacée haute » et « Strate herbacée moyenne » ont été respectivement classés en « Fourré arbustif juvénile » et « Friche herbacée ».

Une grande partie des objets affectés à la « Strate herbacée basse » ont été reclassés en « Prairie de fauche » ou « Prairie pâturée ». Les objets restants correspondent à des surfaces herbacées non gérées (clairières, friches…) mais aussi à des surfaces herbacées entretenues (jardins, bandes enherbées ou des bordures de route) qui peuvent être assimilées à des surfaces herbacées de fauche. La discrimination entre ces deux catégories a été possible grâce à l'utilisation de critères contextuels – ou de voisinage. Ainsi les objets « Surface herbacée basse » situés à proximité d'un bâtiment (<100 mètres), ou adjacents à une route, une peupleraie et/ou une culture ont classés en « Prairie de fauche ». En tout état de cause, il ne s'agit pas de prairie de fauche, mais de surfaces herbacées entretenues (jardins, bandes enherbées…). Elles ont été affectées à la classe « « Prairie de fauche », car elles présentent le même potentiel fonctionnel. Les objets « Surface herbacée basse » restants ont été classés en « Surface herbacée non gérée ».

L'étape suivante ne concerne que la ZAA. Sur ce site, nous avons également caractérisé les surfaces herbacées selon leur gradient d'humidité à partir du MNCE. Nous avons aussi intégré les roselières préalablement cartographiées à partir d'une image satellitaire THRS d'hiver (Quickbird). Le Modèle Numérique de Cours d'Eau – MNCE – permet de connaitre l'altitude relative de chaque pixel par rapport au cours d'eau le plus proche (voir chapitre 4). Des études

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

ont démontré qu'il existe une relation entre l'humidité du sol et la végétation (Clément *et al.*, 1996). Nous avons émiss l'hypothèse que l'humidité du sol est en partie liée à l'altitude relative au cours d'eau. Plus l'altitude relative au cours d'eau augmente et plus la probabilité de rencontrer une prairie mésophile est forte. A l'inverse, plus l'altitude relative au cours d'eau est faible, plus la probabilité de rencontrer une prairie hygrophile est forte. Les observations terrain ont permis de définir des seuils altimétriques fixes en fonction de l'ordre de Stralher du cours d'eau. Ainsi, sur des vallées alluviales avec un ordre de Stralher inférieur à trois, les seuils de 0,2 et 1,0 mètre marquent respectivement les limites entre les formations herbacées hygrophiles/méso-hygrophiles et les formations méso-hygrophiles/mésophiles. Sur les vallées alluviales ayant un ordre de Stralher supérieur à trois, comme par exemple la basse vallée du Couesnon, les seuils observés sont plus élevés et fixés à 0,9 et 1,7 mètres (Tableau 6.12). Dans un premier temps, les objets ont été segmentés selon des courbes de niveau à 0,15 mètre d'intervalle. Pour cela, un processus de segmentation itératif a été appliqué. Deux variables, « Seuil min » et « Seuil max », contenant les valeurs minimales et maximales du MNCE ont été créées *e.* Achaque itération, la variable « Seuil min » augmente de 0,15 mètre, puis une segmentation multiseuillage est effectuée sur le MNCE selon la valeur de la variable « Seuil min ». Le processus itératif se poursuit tant que la valeur de la variable « Seuil min » est inférieure à celle de la variable « Seuil max ». Dans un second temps, les objets classés en « Surface herbacée gérée », qui sont découpés selon les courbes de niveau altimétrique, ont été classés selon leur valeur moyenne de MNCE. Les objets dont la valeur moyenne de MNCE est supérieure à 1,0 ou 1,7 m. ont été classés en « Prairie mésophile ». Les objets dont la valeur moyenne de MNCE est comprise entre 0,2 et 1,0 ou 0,9 et 1,7 ont été classés en « Prairie méso-hygrophile ». Enfin, les objets « Surface herbacée gérée » restants ont été classés en « Prairie hygrophile ». Les objets de même classe et adjacents ont été fusionnés La Figure 6.7 illustre ces étapes de classification.

Tableau 6.12 – Seuils altimétriques relatifs au cours d'eau (en mètre) définis selon l'ordre de Stralher pour la délimitation des prairies hygrophiles, méso-hygrophiles et mésophiles.

Ordre Stralher	Prairies hygrophiles	Prairies méso-hygrophiles	Prairies mésophiles
< 3	0,0 – 0,2	0,2 – 1,0	> 1,0
≥ 3	0,0 – 0,9	0,9 – 1,7	> 1,7

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

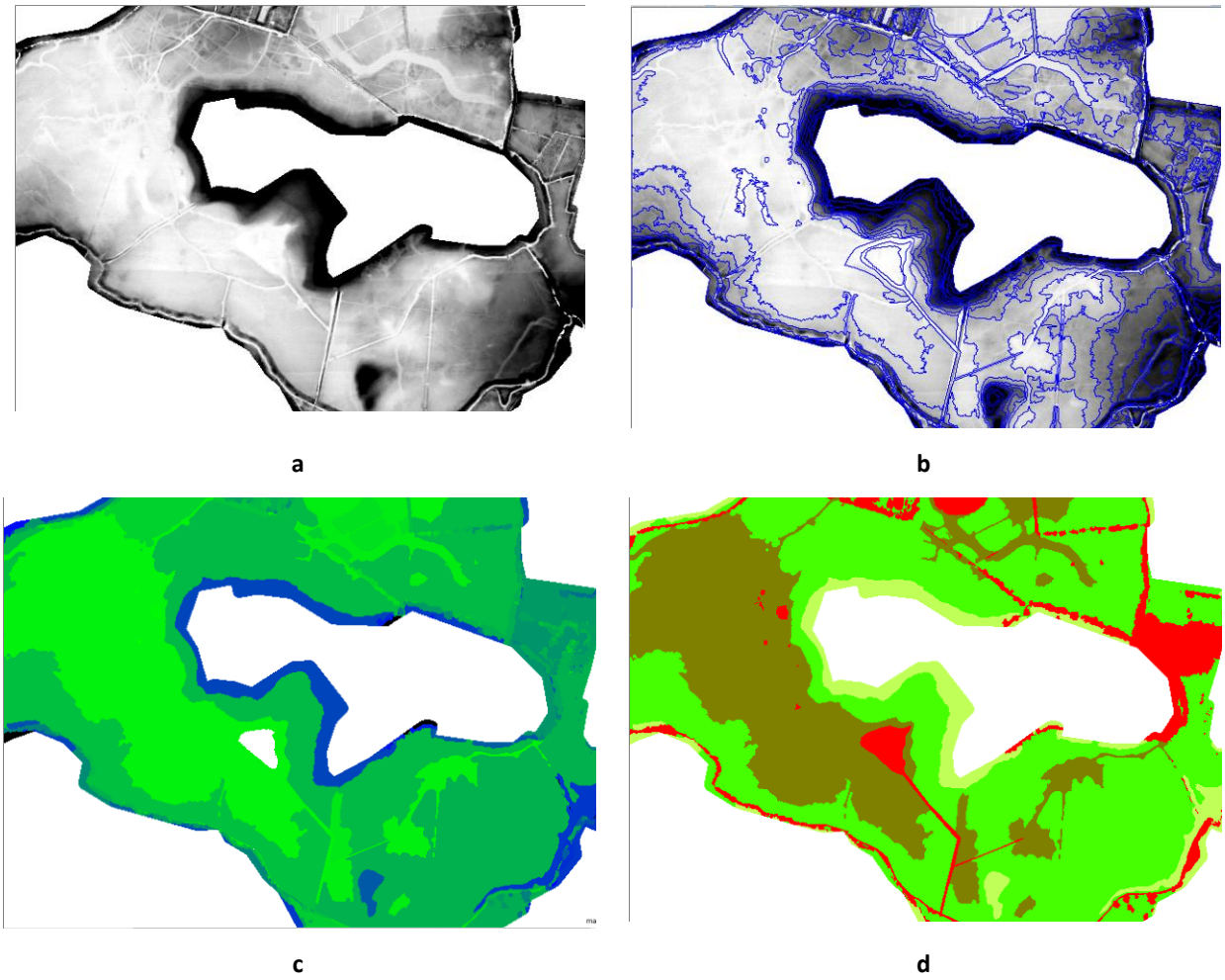


Figure 6.7 – Étapes nécessaires à la discrimination des prairies hygrophiles, méso-hygrophiles et mésophiles : (a) élaboration d'un MNCE ; (b) segmentation du MNCE tout les 0,15 mètre ; (c) calcul des valeurs moyennes du MNCE pour chaque objet ; (d) classification selon les seuils définis à partir de relevés terrain, en rouge les surfaces non herbacées. Application au marais du Mesnil (ZAA).

L'étape suivante n'a été appliquée que sur la ZAA. La cartographie des roselières a été obtenue à partir d'une classification automatique d'une image THRS d'hiver (Quickbird), corrigée puis complétée par photo-interprétation assistée par ordinateur. Cette cartographie a été intégrée dans la couche vectorielle par une segmentation *Chessboard* appliquée uniquement sur les objets classés comme « Surface herbacée » ou « Fourré arbustif juvénile » de la végétation (Niveau 4). Enfin, dans une dernière étape appliquée sur les deux sites d'étude, la classification de la végétation au niveau 4 a été nettoyée par une approche morphologique (érosion/dilatation) afin d'être exploitable sous SIG. Une fois la phase de classification achevée, les objets sont nettoyés puis synchronisés de la carte b vers la carte a (principale) qui contient l'ensemble des niveaux hiérarchiques. La phase de nettoyage est importante car elle permet de rendre la classification directement exploitable sous SIG en lissant les contours de chaque objet et en éliminant les éléments résiduels. Les objets inférieurs à 2 pixels sont fusionnés avec leur objet voisin. Puis une procédure de lissage des contours d'objet est opérée par approche morphologique d'érosion/dilatation pour chaque classe (Figure 6.8). Les objets de la classe à traiter sont classés en « _temp ». Puis une dilatation de ces objets est effectuée de façon itérative tant que la proportion de la classe est supérieure à 50 % dans une fenêtre de 5x5 pixels. Ensuite, les objets « _temp » sont érodés de façon itérative tant que la proportion de la classe est inférieure à 40 %

au sein d'une fenêtre 5x5 pixels. Les morceaux d'objets érodés sont classés en « _temp2 » et fusionné avec l'objet voisin avec lequel il a la plus grande longueur de contact. Les objets « _temp » sont eux réattribués à leur classe d'origine. Ce lissage des contours est effectué par l'algorithme *Pixel-based resizing*, avec l'option *Growing* pour la dilatation et *Shrinking* pour l'érosion. Enfin, l'ensemble des objets classés de la carte b est synchronisé sur la carte a (principale). La géométrie des objets est alors quelque peu modifiée pour prendre en compte celle de leurs super-objets. La carte b est supprimée pour libérer des ressources mémoires. Le traitement de la dalle est terminé et se réitère pour les suivantes.

Enfin, la classification détaillée a été nettoyée par une approche morphologique (érosion/dilatation) afin d'être exploitable sous SIG.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

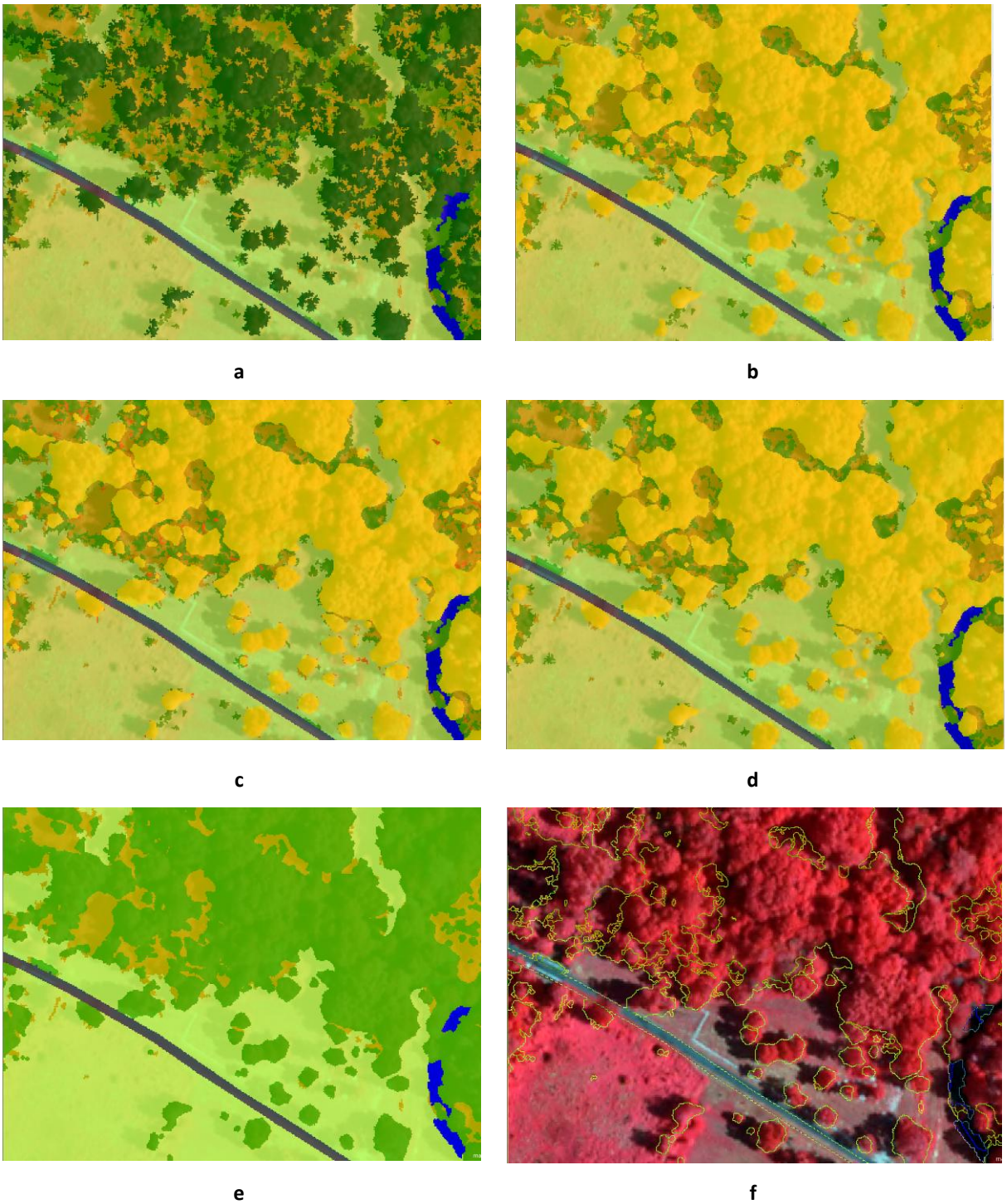


Figure 6.8 – Procédure de lissage des contours des objets par érosion/dilation : (a) classification de départ ; (b) dilatation des objets arborés (en jaune) ; (c) érosion des objets boisés et création d'objets « déchet » (en rouge) ; (d) fusion des « déchets » avec les objets voisins ; (e) classification après lissage des contours ; (f) la géométrie de la couche vectorielle est propre et facilement manipulable sous SIG

6.2.1.3. Validation

La carte détaillée de la végétation des zones humides du bassin versant de la Lizonne (classification de niveau 4) a été validée par des observations terrain effectuées en décembre 2010 mais aussi à partir de la photo-interprétation de photographies aériennes et d'images satellitaires

acquises à des dates proches. L'ensemble des échantillons de validation est présenté sur la Figure 6.9.

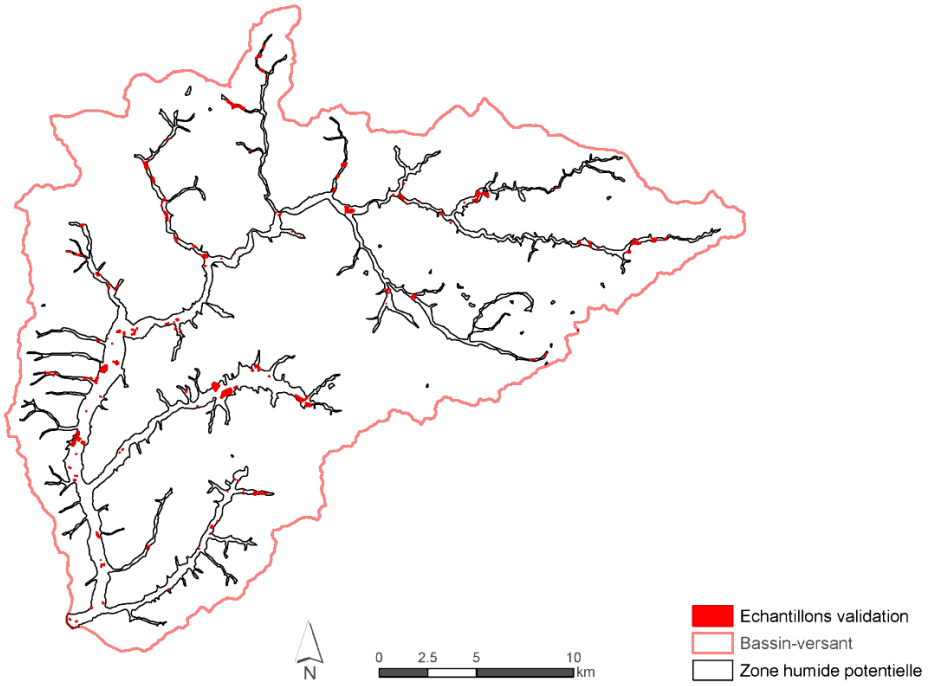


Figure 6.9 – Localisation des échantillons de validation pour l'occupation du sol des zones humides du bassin versant de la Lizonne en 2010.

La carte détaillée de la végétation des zones humides de la ZAA (classification de niveau 4) a été validée à partir de relevés phyto-sociologiques (voir section 6.1.1.3) et de la photo-interprétation des données LiDAR. Dans les deux cas, la précision des classifications a été évaluée avec des indices globaux et de Kappa.

6.2.2. Résultats

Les matrices de confusion sont présentées dans les Tableau 6.13 et Tableau 6.14. Les deux classifications ont une très bonne précision globale (96,5 % pour la Lizonne et 90,0 % pour la ZAA) et de très bons indices de Kappa (0,94 pour la Lizonne et 0,89 pour la ZAA). Les classes bien identifiées sont le réseau bocager, les arbres isolés, les petites étendues d'eau ou les tourbières. Sur le secteur de la Lizonne, les confusions s'observent entre des classes de végétation similaires (Prairie pâturée/Prairie de fauche ; Feuillu indigène/Peuplier…). Sur la ZAA, les classes associées aux strates arborées sont bien caractérisées. La distinction entre les prairies mésophiles, méso-hygrophiles, hygrophiles et les roselières permet d'identifier des formations végétales homogènes au sein d'une même parcelle. En revanche, quelques confusions peuvent s'observer entre les classes associées aux strates herbacées comme par exemple entre les prairies méso-hygrophiles et hygrophiles.

Tableau 6.13 – Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol des zones humides du bassin versant de la Lizonne.

			Références															
	Classes		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total ligne	**User's accuracy**
Classification	Surface batie	1	11958	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11958	**100.0**
	Prairie paturée	2	19	223781	3574	57	0	0	3	0	0	9118	1396	695	0	0	5	238648	**93.8**
	Terre arable	3	0	918	751021	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	460	752407	**99.8**
	Feuillu indigène	4	1262	5	14	50807	1	15	0	0	1	0	0	12	0	0	0	52117	**97.5**
	Fourré arb.juvénile	5	0	0	20	0	974	2	3	0	0	0	0	4	0	0	0	1003	**97.1**
	Fourré arbustif	6	47	16	5	71	30	5163	3	0	0	0	1	78	0	0	0	5414	**95.4**
	Friche herbacée	7	0	22	2	0	11	0	539	0	0	0	0	78	0	0	0	652	**82.7**
	Peuplier	8	0	0	0	374	0	5	0	196	40	0	0	0	0	0	0	615	**31.9**
	Plantation	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1586	0	0	0	0	4	0	1590	**99.8**
	Prairie de fauche	10	0	22323	0	1	0	0	0	0	0	60221	0	0	0	0	0	82545	**73.0**
	Surface en eau	11	0	0	0	3	10	25	14	0	0	0	32043	0	0	0	0	32095	**99.8**
	Surf. herb. non gérée	12	0	0	0	114	0	0	6	0	0	0	71	4138	0	0	0	4329	**95.6**
	Vég.herb. peuplier	13	0	0	0	40	0	0	0	22	0	0	0	0	874	0	0	936	**93.4**
	Vég.herb. plantation	14	0	0	0	0	0	0	0	0	132	0	0	0	0	4778	0	4910	**97.3**
	Route	15	48	0	0	85	0	0	0	0	98	0	0	0	0	0	1107	1338	**82.7**
	Total colonne		13334	247065	754636	51552	1033	5210	568	218	1857	69339	33512	5005	874	4782	1572		
	Producer's accuracy		**89.7**	**90.6**	**99.5**	**98.6**	**94.3**	**99.1**	**94.9**	**89.9**	**85.4**	**86.8**	**95.6**	**82.7**	**100.0**	**99.9**	**70.4**		

Overall accuracy	**96.5**
Kappa	**0.94**

Tableau 6.14 – Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol des zones humides de la basse vallée du Couesnon.

CLASSIFICATION / Classes		REFERENCES 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total ligne	**User's accuracy**
Non classé	0	0	0	5	0	0	19	8	47	66	14	0	1	21	0	157	338	**nd**
Surface batie	1	15183	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15183	**100.0**
Route	2	45	6337	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	6414	**98.8**
P. mésophile	3	10	186	89698	0	0	0	10579	0	0	2	0	315	0	0	926	101718	**88.2**
P. méso-hygrophile	4	0	308	11929	303195	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	158	315596	**96.1**
P. hygrophile	5	0	0	14	108099	206360	31636	0	0	0	0	0	0	0	0	0	346109	**59.6**
Roselière	6	0	0	0	0	0	189207	0	0	0	0	3	0	0	0	502	189712	**99.7**
Terre arable	7	0	0	0	0	0	0	278831	0	0	0	0	0	0	0	0	278831	**100.0**
Feuillu indigène	8	0	11	0	0	0	0	0	41868	86	0	0	35	54	0	149	42203	**99.1**
Fourré arbustif	9	0	0	0	0	0	0	0	115	22071	0	6	17	0	0	136	22345	**98.8**
Fourré arb.juvénile	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1579	0	0	0	0	0	1579	**100.0**
Friche herbacée	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1425	0	0	0	0	1425	**100.0**
Surf. herb. non gérée	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2677	0	0	33	2716	**98.6**
Peuplier	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1915	4	0	1919	**99.8**
Vég.herb. peuplier	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	2186	0	2196	**99.5**
Surface en eau	15	187	0	24	0	0	0	0	0	0	26	0	2	0	0	424549	424788	**99.9**
Total colonne		15425	6842	101670	411294	206360	220862	289418	42030	22231	1653	1440	3047	2000	2190	426610		
Producer's accuracy		**98.4**	**92.6**	**88.2**	**73.7**	**100.0**	**85.6**	**96.3**	**99.6**	**99.3**	**95.5**	**99.0**	**87.9**	**95.7**	**99.8**	**99.5**		

Overall accuracy **90.0**

Kappa **0.89**

L'échelle à laquelle la carte de végétation produite automatiquement à partir de données LiDAR est exploitable est le 1/5000ème. Cette carte est de fait plus détaillée que les cartes produites par photo-interprétation à partir des mêmes données LiDAR ou à partir de photographies aériennes, que ce soit par photo-interprétation ou par classification automatique.

Les superficies les proportions de chaque classe et leurs représentations spatiales sont respectivement présentées sur le Tableau 6.15 et la Figure 6.11 pour la ZAA et sur le Tableau 6.16 et la Figure 6.10 pour la Lizonne.

Les zones humides de la ZAA sont majoritairement composées de prairies (63,8 % de la superficie totale). Celles-ci se composent de prairies méso-hygrophiles (33,2 %) localisées sur les bas marais du Couesnon et aussi en bordure des tributaires. Les prairies mésophiles représentent 17,6 % de la superficie totale et sont localisées sur les parties les plus élevées des zones humides (bourrelet du Couesnon, bordure de versant). Les prairies hygrophiles représentent 13,0 % de la superficie totale des zones humides et sont essentiellement situées dans les dépressions des marais de Sougéal et du Mesnil, là où des actions de restauration sont menées (réhydratation des sites par un maintien artificiel des niveaux d'eau). Les feuillus indigènes (aulnaie, saulaie) représentent 12,6 % de la superficie totale des ZHP. Ils sont localisés sur le marais de Boucey, sous forme de bocage et surtout sur les zones humides tributaires du Couesnon laissées à l'abandon. La part des terres arables est faible sur les zones humides de la ZAA (7,1 %). Celles-ci sont essentiellement situées sur le nord du marais de Boucey (début des polders), sur la partie privée du marais de Sougéal et sur les tributaires nord du Couesnon (commune de Sains). Les surfaces en eau représentent 4,9 % de la superficie totale des ZHP. Elles sont essentiellement localisées sur le marais de Sougéal, du Mesnil, de la Folie. Sur le marais de Sougéal et du Mesnil, les surfaces en eau fluctuent suivant les actions de maintien des niveaux d'eau menées par la communauté de communes. Leur suivi a été effectué à partir de données RADAR (Maréchal *et al.,* 2012). De nombreux petits plans d'eau permanents sont localisés sur les tributaires du Couesnon. Les fourrés arbustifs représentent environ 3,8 % de la superficie totale des ZHP, leur présence traduit en enfrichement suite à un abandon de gestion. Ils sont localisés sur les tributaires du Couesnon, mais aussi en bordure du marais de la Folie. Les roselières représentent 3,0 % de la superficie totale et sont essentiellement présentent sur les marais d'Aucey et de la Folie. Elles sont aussi identifiées plus ponctuellement le long des fossés en bordure de champ et dans des zones de déprise le long des tributaires. Les peupleraies, comprenant la classe « Peuplier » et « Végétation herbacée » sous peuplier, représentent 1,7 % de la superficie des ZHP. Elles sont situées sur les marais de la Folie et de Sougéal mais aussi dans le long de certains tributaires du Couesnon. Les surfaces artificialisées sont peu présentent sur les ZHP (2,1 %). La localisation des surfaces bâties est essentiellement concentrée sur les marais du Couesnon à proximité d'Antrain. De nombreuses routes traversent les vallées des tributaires du Couesnon. Si leur proportion reste faible (1,9 %), les remblais associés aux routes peuvent constituer une atteinte au fonctionnement des zones humides.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 6.15 – Superficie (en hectare) et proportion de la superficie totale des ZHP de la ZAA par classe

Nomenclature	Superficie (Ha)	% superficie totale
1. Surface bâtie	3,4	0,2
2. Route	28,7	1,9
3. Prairie mésophile	266,7	17,6
4. Prairie méso-hygrophile	502,0	33,2
5. Prairie hygrophile	196,9	13,0
6. Roselière	45,5	3,0
7. Terre arable	106,6	7,1
8. Feuillu indigène	190,8	12,6
9. Fourré arbustif	54,0	3,6
10. Fourré arbustif juvénile	3,0	0,2
11. Friche herbacée	4,9	0,3
12. Surface herbacée non gérée	8,5	0,6
13. Peuplier	16,7	1,1
14. Végétation herbacée sous peuplier	8,7	0,6
15. Surface en eau	73,7	4,9

Sur les zones humides du bassin-versant de la Lizonne, la composition de l'occupation des sols et de la végétation est différente de celle de la ZAA. Les terres arables constituent la classe majoritaire (37,4 % de la superficie totale des zones humides). Elles sont situées sur la partie aval des zones humides du bassin (basse vallée de la Lizonne, Pude…) alors qu'elles sont présentent plus ponctuellement sur la partie amont. Les surfaces en prairies représentent près d'un tiers de la superficie totale des zones humides. A l'inverse des terres arables, celles-ci sont essentiellement présentent sur la partie amont des zones humides du bassin. Les surfaces herbacées non gérées représentent 22,4 % de la superficie totale des zones humides et sont souvent associées à des formations de friches herbacées (0,4 %), de fourrés arbustifs (5,6 %) et de feuillus indigènes (13,1 %). La présence de ces formations végétales traduit un abandon des pratiques de gestion agricoles. Elles sont localisées dans la partie amont des zones humides, en particulier dans les secteurs les plus encaissés et souvent étroit. Bien qu'assez large (> 500 m), la partie intermédiaire des zones humides de la Lizonne constitue elle aussi un secteur composée de mégaphorbiaies, et d'aulnaie saulaie en développement. Les surfaces en eau représentent 2,3 % de la superficie totale des ZHP, composées de tourbières (Vendoire, Vertillac) mais aussi de plan d'eau en amont du bassin et sur les tributaires encaissés. Les peupleraies représentent 4,0 % de la superficie totale des zones humides et sont majoritairement localisées sur la partie intermédiaire et aval de la vallée de la Lizonne. Les autres plantations (résineux, noyers) représentent 0,5 % de la superficie totale et sont localisés en bordure de zones humides, en particulier au nord du bassin-versant. Les routes représentent 0,9 % de la superficie totale des zones humides. La vallée de la Lizonne est un axe de communication routier important, et la présence de remblais y est fréquente en bordure de zones humides. Les surfaces bâties représentent 0,3 % de la surface des zones humides et sont essentiellement situées en bordure d'agglomérations (Mareuil).

Tableau 6.16 - Superficie (en hectare) et proportion de la superficie totale des ZHP de la Lizonne par classe

Nomenclature	Superficie (Ha)	% superficie totale
1. Surface bâtie	19,4	0,3
2. Route	54,0	0,9
3. Prairie pâturée	1300,2	22,8
4. Prairie pâturée et fauchée	566,1	9,9
5. Terre arable	2132,5	37,4
6. Feuillu indigène	744,9	13,1
7. Fourré arbustif	296,3	5,2
8. Fourré arbustif juvénile	26,3	0,4
9. Friche herbacée	22,2	0,4
10. Surface herbacée non gérée	139,4	22,4
11. Peuplier	83,2	1,5
12. Autre plantation	6,8	0,1
13. Végétation herbacée sous peuplier	147,4	2,5
14. Végétation herbacée sous plantation	24,9	0,4
15. Surface en eau	131,0	2,3

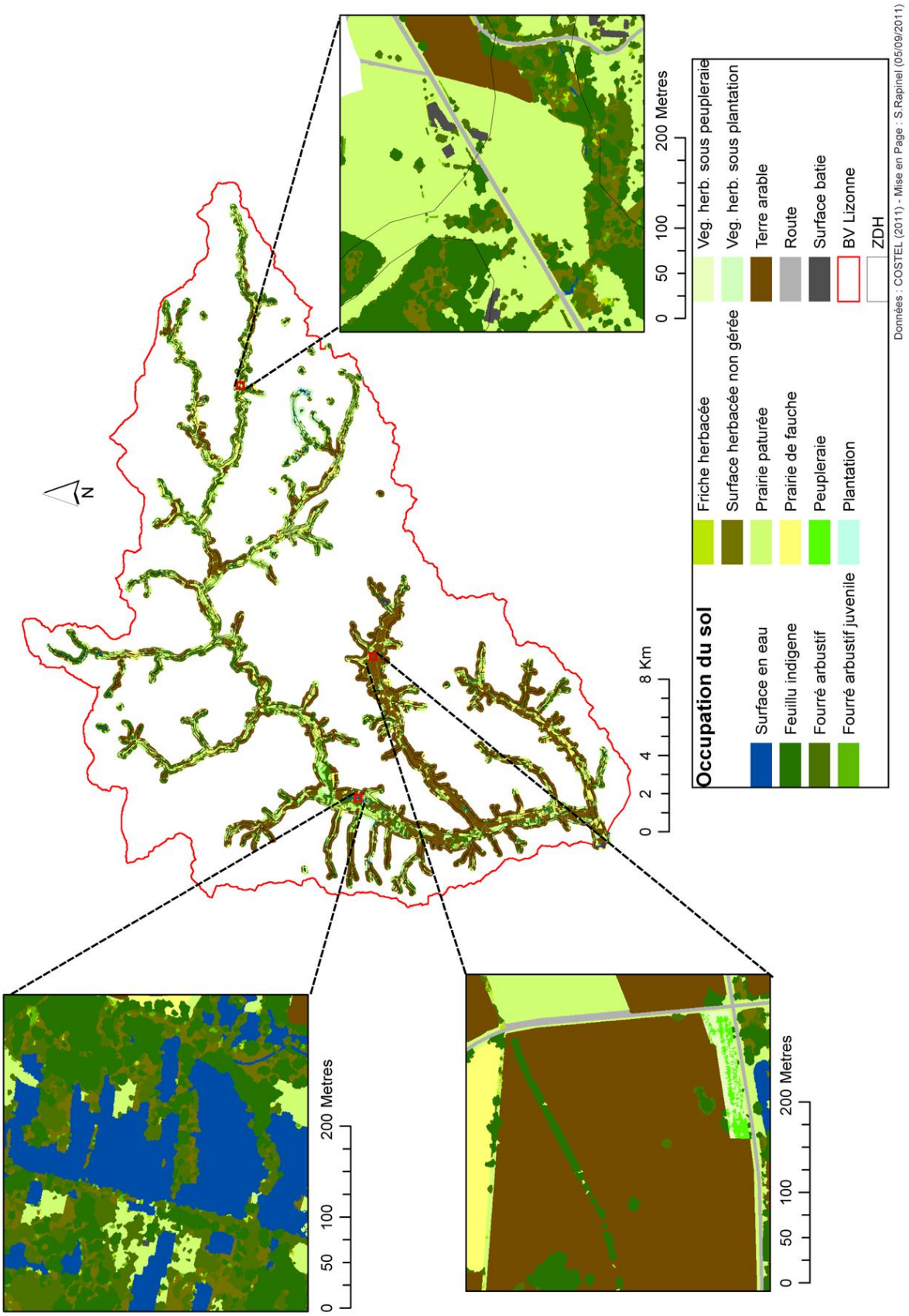


Figure 6.10– Carte de l'occupation du sol des zones humides du bassin versant de la Lizonne en 2010.

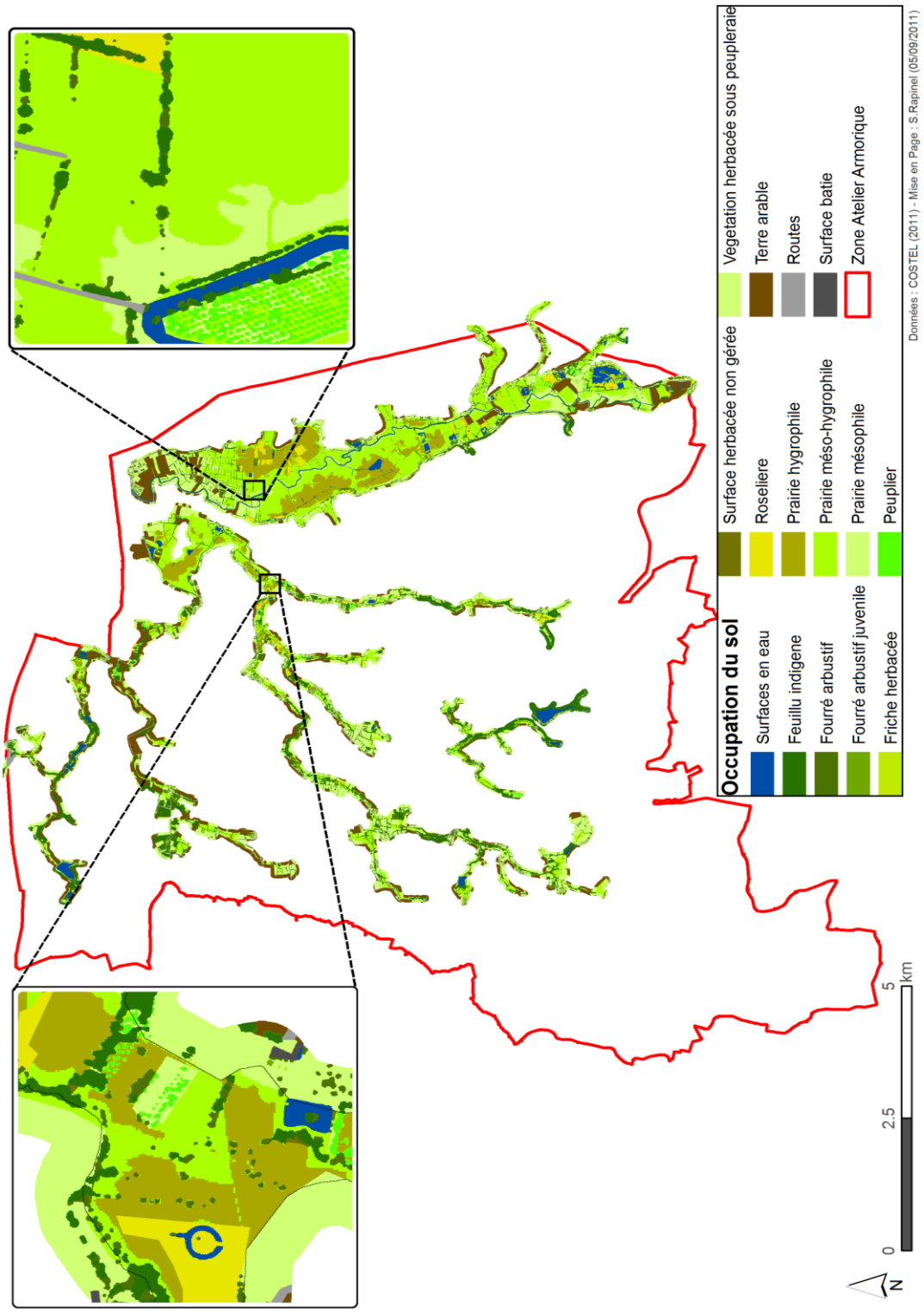


Figure 6.11 – Carte de l'occupation du sol des zones humides de la basse vallée du Couesnon en 2010.

6.2.3. Discussion

L'analyse des données LiDAR a permis de caractériser finement la végétation à une échelle intra-parcellaire de façon automatique sur l'ensemble d'un territoire. Cela est du à la précision horizontale (≅ 0,25 m) et altimétrique (≅ 0,15 m) des donnée LiDAR ainsi qu'à l'information apportée par l'intensité de retour du signal.

Les données ont été acquises sur la ZAA et le bassin-versant de la Lizonne dans des conditions similaires. Nous avons privilégié une acquisition des données LiDAR à la fin du printemps avant la feuillaison de façon à obtenir une bonne pénétration des impulsions à travers la végétation et ainsi caractériser la topographie. Malgré l'absence de feuilles, les différentes strates de végétation ont pu être correctement identifiées. Une acquisition en milieu d'été permettrait vraisemblablement d'améliorer la caractérisation de la canopée et des surfaces herbacées (Hollaus *et al.*, 2006), plus développées à cette période, mais la détection de la topographie, et donc de la hauteur de végétation, serait affectée à cause de l'épaisseur de la canopée (Hopkinson *et al.*, 2005). Les données LiDAR utilisées ont une densité moyenne de 4 pts/m². Le coût d'acquisition de ces données reste encore élevé et dépend en partie de la densité de points moyenne voulue. Il pourrait être intéressant de tester des données LiDAR ayant des densités moyennes inférieures.

Le processus de traitement en tuilage a permis de classer respectivement 351 805 et 64 556 objets thématiques à une échelle du 1/5 000ème sur le bassin versant de la Lizonne et la basse vallée du Couesnon, ce qui représente un gros volume de données. Le processus de traitement par tuilage employé permet de résoudre les problèmes de mémoire mais engendre parfois un effet de bordure. Lors de l'assemblage des différentes tuiles, les objets situés sur la zone de jonction entre deux tuiles peuvent présenter des incohérences de classification. Le choix de la taille des tuiles est important : des tuiles trop petites permettent un traitement rapide mais provoquent un effet de bordure important et aussi des erreurs de classification. A l'inverse, des tuiles trop grandes conduisent à une augmentation sensible des temps de traitement, voire une interruption. Les effets de bordure pourraient être réduits en créant des tuiles avec une zone de recouvrement latéral (par exemple 10 % de la largeur de tuile).

Les couches de données dérivées des points LiDAR (image d'intensité, de hauteur et MNCE) apportent une information détaillée sur la végétation. Les images d'intensité produisent une information sur l'intensité du signal qui retourne au capteur, elles permettent de discriminer facilement les surfaces artificialisées ou en eau de la végétation. Les images de hauteur obtenue par soustraction du MNE au MNT sont très utiles pour identifier les différentes strates de végétation, avec une précision décimétrique.

L'apport de données vectorielles existantes permet d'accroitre sensiblement la qualité de la classification, en particulier les limites parcellaires qui permettent de discriminer nettement les différentes parcelles. L'intégration du MNCE permet de cartographier le gradient d'humidité des prairies.

La méthodologie de classification par arbre de décision que nous avons employée est bien adaptée aux données LiDAR. En effet, les éléments paysagers sont facilement identifiables à partir de l'image de hauteur et/ou d'intensité. Dans ces conditions, les seuils, que cela soit pour la segmentation ou la classification des objets, sont faciles à déterminer par l'opérateur. Par exemple, la strate arborée peut être définie par une valeur unique de 7 (mètre) sur l'image de hauteur. Les surfaces en eau peuvent être extraites à partir d'une valeur unique d'intensité

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

inférieure à 1. Ces valeurs sont fixes et peuvent être réutilisées sur d'autres études. En revanche, cette méthodologie ne pourrait pas être appliquée sur des images multispectrales de type SPOT, Landsat ou hyperspectrales. Pour ces données, la caractérisation des éléments paysagers se fait généralement par la combinaison de nombreuses bandes et la détermination de seuils fixes et génériques liés à une bande n'est pas possible en raison des facteurs liés à la réponse spectrale de la végétation (éclairement solaire, ombre, biomasse…). L'information d'appartenance à une classe d'occupation des sols contenue dans les niveaux hiérarchiques (échelle de l'ilot parcellaire pour le niveau 2 et de la parcelle pour le niveau 3) n'a pas été intégrée dans le processus de classification des objets du niveau 4. Néanmoins, ces informations seraient utiles dans le cadre de travaux sur l'approche multi-scalaires des paysages.

Les seuils altimétriques définis sur le MCNE pour la caractérisation de l'humidité des prairies semblent bien calibrés. Cependant, l'humidité des prairies est parfois surestimée dans le cas de marais fortement drainé et entretenus (Aucey). Ainsi, la densité du réseau de drainage pourrait être un facteur supplémentaire à intégrer. La transition entre les formations méso-hygrophiles et mésophiles marque aussi la limite de la zone humide effective. La cartographie de différentes formations herbacées au sein des prairies humides est intéressante pour délimiter les principaux ensembles fonctionnels de la zone humide (voir chapitre 7). Bien que sensibles à l'humidité de surface, les images d'intensité n'ont pas été utilisées car cet indicateur reflètent un état hydrique momentané.

Les classifications d'occupation du sol ont une très bonne précision. Cela s'explique à la fois par l'information altimétrique très détaillée des données LiDAR qui permet de distinguer nettement les différentes strates de végétation mais aussi par l'intégration des couches vectorielles existantes. Le nombre important d'objets (supérieurs à 300 000) ne permet pas d'envisager une phase de correction par photo-interprétation.

La couche d'occupation du sol détaillée représente la strate supérieure de la végétation. Ainsi, les éléments paysagers présents sous un couvert arborés tels qu'une formation herbacée ou une partie d'un plan d'eau ne sont pas représentés alors que l'information est contenue dans les données LiDAR (Figure 6.12). Cependant, le processus de traitement développé ici est facilement ajustable pour tenir compte de ces observations. Dans ce cas, la couche vectorielle produite serait en 3D et apporterait une meilleure représentation de l'occupation du sol des zones humides.

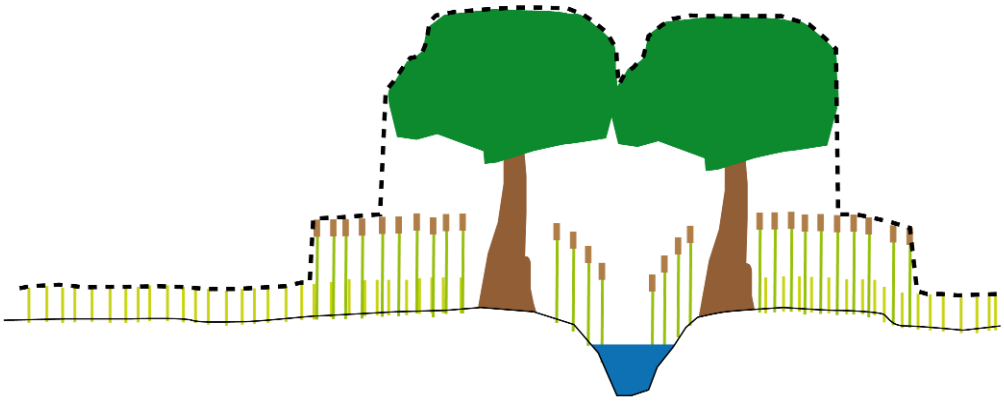


Figure 6.12 – Les limites de la cartographie de l'occupation du sol en 2D (ligne en pointillés) : les éléments des strates inférieures ne sont pas détectés.

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 6 :

L'évaluation fonctionnelle des zones humides à l'échelle d'un bassin versant nécessite une information spatialisée et détaillée de la végétation qui peut être obtenue à partir de données de télédétection à THRS. Nous avons cherché dans ce chapitre à évaluer des images satellitaires THRS et des données LiDAR pour réaliser une carte détaillée de la végétation sur les deux sites d'étude, la Lizonne et la ZAA.

L'échelle de travail fine (inférieure au 1/10 000ème) et l'étendue spatiale requise (ensemble des zones humides d'un bassin versant) ne permettant pas d'envisager une approche de cartographie effectuée exclusivement par photo-interprétation, nous avons donc privilégié une approche de classification automatique orientée-objet.

Les résultats obtenus montrent que les données passives THRS utilisées ici (SPOT-5, KOMPSAT-2, Quickbird, BD ORTHO et BD ORTHO IRC) ne permettent pas de cartographier avec précision l'ensemble des formations végétales des zones humides car elles présentent des variabilités de réponses spectrales intra-classes importantes et une séparabilité inter-classes insuffisante. Cela s'explique à la fois par les paramètres d'acquisition des capteurs (résolutions spatiale et spectrale, ombres portées, conditions atmosphériques, saison…) mais aussi par l'étendue de la zone d'étude et le mode de gestion agricole. Cependant, certaines classes, comme les roselières ou les peupleraies, peuvent être caractérisées une précision supérieure à 80 %. Les images THRS passives évaluées dans ce chapitre peuvent donc être utilisées pour cartographier les principaux modes d'occupation des sols et identifier précisément quelques-unes des formations végétales de la zone humides. Les images de hauteur et d'intensité dérivées des données LiDAR permettent de cartographier avec précision les différentes strates de végétation ainsi que l'eau et les bâtiments. La végétation au sein de la strate arborée ligneuse a pu être correctement caractérisée grâce aux données de hauteur et d'intensité. La caractérisation de la végétation au sein de la strate herbacée nécessite l'apport d'informations complémentaires comprenant : 1-des cartes d'occupation du sol préexistantes pouvant permettre de distinguer les cultures des praires et d'affiner les limites parcellaires ; 2-des informations contextuelles générées durant le processus de classification ; 3-du MNCE qui permet de spatialiser le degré d'hydromorphie des prairies ; 4-des couches dérivées d'images THRS passives comme par exemple les roselières.

Les cartes de végétation produites automatiquement sont suffisamment détaillées pour en dériver des descripteurs pour l'évaluation des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques des zones humides.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CONCLUSION DE LA SECONDE PARTIE

L'analyse des données de télédétection THRS nous a permis de définir leurs potentialités et leurs limites pour la délimitation des zones humides, la cartographie détaillée du réseau hydrographique et l'identification et la caractérisation de la végétation.

Dans un premier temps, la délimitation des zones humides potentielles a été effectuée d'une part à partir de critères géologiques et de végétation en utilisant données conventionnelles (BD Géol au 1/ 50 000ème et photographies aériennes au 1/10 000ème de 1952) et d'autre part à partir de critères topographiques dérivés de données LiDAR acquises avec une densité de points de 4 points/m² et une précision altimétrique d'environ 0,1 m. Dans le premier cas,les fonds de vallées humides ont été globalement identifiés par photo-interprétation avec une précision allant de 10 mètres sur les secteurs topographiquement marqués et composés de végétation herbacée, à plus de 100 mètres sur les secteurs topographiquement peu marqués et boisés. Dans le deuxième cas, la classification automatique des données LiDAR a permis de diminuer considérablement l'erreur (± 1 mètre) de localisation des zones humides. Pour obtenir ces résultats nos travaux ont montré qu'après avoir interpolées les données LiDAR pour élaborer le MNT, il est nécessaire d'exprimer les altitudes non plus par rapport au niveau de la mer mais par rapport au niveau des cours d'eau. Grâce à cette opération, des seuils altimétriques fixes peuvent être déterminés pour délimiter des limites externes non seulement entre la zone humide et le versant mais aussi au sein de l'enveloppe de la zone humide entre la zone humide et le bourrelet alluvial. L'apport de clichés aériens acquis entre 1952 et 2006 a permis préciser l'évolution des zones humides effectives à travers l'identification de la végétation hygrophile.

Dans un second temps, les données de télédétection THRS ont été évaluées pour détecter et caractériser le réseau hydrographique en incluant à la fois les cours d'eau et le réseau de drainage. Les résultats montrent que les données THRS passives testées dans cette partie (images SPOT-5, KOMPSAT-2, Quickbird, et BD ORTHO et BD ORTHO IRC) permettent de détecter correctement le réseau hydrographique par photo-interprétation quand il est en eau et sans couvert arboré. Les meilleurs résultats (65 % du réseau correctement détecté) ont été obtenus avec une image Quickbird ayant une résolution spatiale inférieure à un mètre et acquise en période hivernale, quand les fossés sont saturés en eau et le feuillage moins abondant. Les images passives THRS ne permettent donc pas d'obtenir une cartographie complète du réseau hydrographique en raison de la très faible largeur de certains fossés (< 50 cm) qui n'est pas compatible avec la résolution spatiale des images, et de la présence d'un couvert herbacé ou arboré qui les masque (65 % du linéaire a été détecté avec l'image Quickbird en milieu ouvert contre 35 % en milieu fermé). Les résultats ont aussi montré la supériorité des données actives de type LiDAR sur les images satellitaires THRS pour cartographier le réseau hydrographique. Nous avons d'abord démontré qu'une une densité de points minimale de 2 pt/m² avec une précision en z de 0,10 m environ est requise pour caractériser la morphologie du réseau hydrographique avec une erreur moyenne faible (<15 cm). Cependant, les erreurs sont concentrées sur ls secteurs inondés puisque les données LiDAR ne pénètrent pas les surfaces en eau, même de faible profondeur (< 10 cm). Pour caractériser la microtopographie des zones humides, les données LiDAR doivent donc être acquises pendant une période où la saturation en eau des fossés est

faible, tout en évitant les périodes de feuillaison. Un MNT dérivé de données LiDAR à 4 pts/m² nous a permis de cartographier automatiquement plus de 60 % du linéaire du réseau hydrographique, aussi bien en milieu ouvert que fermé et avec un niveau de sur-détection quasi nul (< 2 %). La cartographie obtenue a été complétée en photo-interprétant le MNT dérivé de l'image LiDAR, ce qui a permis d'obtenir une cartographie exhaustive du réseau hydrographique comprenant non seulement les cours d'eau mais aussi l'ensemble du réseau de drainage. La largeur et la profondeur des du réseau hydrographique a ensuite été caractérisé en appliquant une méthode hybride de classification automatique et de photo-interprétation sur les objets en 2D constituant le réseau. Cette approche a été appliquée sur l'ensemble des zones humides de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne, ce quia permis de cartographier respectivement 308 et 840 km de linéaire cumulé de cours d'eau et fossés. Une analyse des données LiDAR en 3D offrirait des perspectives intéressantes pour une caractérisation plus approfondie du réseau de drainage (encombrement des fossés, connectivité…).

Dans un troisième temps, nous avons évalué les potentialités et les limites des données THRS pour la caractérisation de la végétation. Les résultats obtenus ont mis en évidence que les images THRS passives ne permettent pas de caractériser automatiquement l'ensemble des formations végétales sur de grandes superficies. En effet, sur une même image, les réponses spectrales de formations végétales de même type peuvent varier selon les pratiques agricoles, les conditions d'éclairement (ombres portées) ou bien encore selon l'humidité du sol. Si ces variations sont minimes et peuvent être facilement appréhendées sur des sites de quelques hectares, il n'en est pas de même pour des zones d'études de plusieurs centaines ou milliers d'hectares comportant des faciès paysagers variés. Malgré tout, certaines formations végétales ont pu être identifiées automatiquement en raison de leur forte singularité spectrale. C'est le cas des peupleraies en période automnale ou encore des roselières en période hivernale. Les cartographies de la hauteur de la végétation et d'intensité de retour des impulsions dérivées des données LiDAR présentent un intérêt certain pour l'identification des strates herbacées, arbustives et arborées. En revanche, ces images n'ont pas permis de caractériser les formations végétales au sein de chacune de ces strates. Cependant, dans le cadre de l'évaluation des fonctions des zones humides, la caractérisation des formations végétales est importante, en particulier pour celles appartenant à la strate herbacée. Pour cela, nous avons utilisé des sources d'informations complémentaires comme le MNCE, la BD parcellaire de l'IGN® ou encore les classifications de peupleraies et roselières dérivées des données THRS passives. Le traitement par approche orientée-objet de ces différentes sources d'information nous a permis d'obtenir une cartographie détaillée au 1/10 000ème de la végétation sur l'ensemble des zones humides de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne, soit sur des surfaces couvrant respectivement 1400 et 5700 hectares.

Le traitement des données de télédétection THRS, et plus particulièrement les données LiDAR, a permis d'une part de délimiter avec précision (à une échelle du 1/5000ème) les zones humides, et d'autre part de caractériser avec précision des critères d'état des zones humides avec une démarche générique et semi-automatique basée sur une approche orientée-objet. Ces couches d'informations spatialisées seront utilisées pour mener une évaluation des fonctions des zones humides sur la ZAA et le bassin-versant de la Lizonne.

TROISIÈME PARTIE

ÉVALUATION DE L'ÉTAT FONCTIONNEL DES ZONES HUMIDES EN RELATION AVEC LES USAGES DES SOLS ET LES AMÉNAGEMENTS

INTRODUCTION DE LA TROISIÈME PARTIE

La troisième partie de ce manuscrit propose de spatialiser d'une part l'évaluation de l'état fonctionnel actuel des zones humides et d'autre part l'impact des changements d'usages des sols et des aménagements sur ces fonctions.

L'objectif de cette partie est de reprendre l'approche FAP, initialement développée pour une démarche terrain à l'échelle de sites de quelques hectares, et de l'adapter à une démarche fonctionnelle appliquée sur des sites ayant une taille plus étendue, à l'échelle d'un bassin-versant de plus d'une centaine de Km^2. Autrement dit, il s'agit d'élaborer des indicateurs fonctionnels à partir des couches d'informations dérivées des données de télédétection THRS (voir partie 2).

Nous nous attacherons dans un premier chapitre à évaluer les fonctions des zones humides à partir de leur état actuel. Pour cela, nous allons tout d'abord délimiter les HGMU – unités spatiales d'une zone humide où les fonctions expriment de façon spécifique – selon des critères géomorphologiques dérivés des données LiDAR. Puis, nous élaborerons pour chaque HGMU des descripteurs fonctionnels à partir des couches d'information obtenues à partir du traitement des données de télédétection THRS. La combinaison de ces descripteurs permettra, par approche multi-critères, de créer des indicateurs fonctionnels afin d'évaluer les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques des zones humides sur l'ensemble de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne.

Puis, dans un second chapitre, nous simulerons les changements d'occupation du sol des zones humides du bassin-versant de la Lizonne selon différents scénarios. L'impact des changements d'occupation du sol sur les fonctions des zones humides sera évalué pour les trois scénarios afin de repérer les secteurs vulnérables vis-à-vis de chaque fonction et d'identifier ceux qu'il serait souhaitable de restaurer en priorité.

CHAPITRE 7 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES ACTUELLES ET LEUR SPATIALISATION

Introduction *238*
7.1. La délimitation et la caractérisation des HGMU *238*
7.1.1. Une approche méthodologique multi-scalaire 239
7.1.1.1. Méthodologie 239
7.1.1.2. Résultats 243
7.1.1.3. Discussion 251
7.1.2. Approche opérationnelle appliquée au bassin versant de la Lizonne 254
7.1.2.1. Méthodologie 254
7.1.2.2. Résultats 254
7.1.2.3. Discussion 258
7.2. Une évaluation fonctionnelle basée sur une approche multicritères *258*
7.2.1. Méthodologie 259
7.2.1.1. Site d'étude 259
7.2.1.2. Données 259
7.2.1.3. Une évaluation par approche multi-critères 259
7.2.1.4. Définition des descripteurs à partir des données de télédétection 263
7.2.1.5. Élaboration des descripteurs 268
7.2.1.6. Application à la fonction écrêtage de crue 276
7.2.1.7. Application à la fonction soutien aux étiages 279
7.2.1.8. Application à la fonction dénitrification 281
7.2.1.9. Application à la fonction habitat 283
7.2.1.10. Validation 285
7.2.2. Résultats 285
7.2.3. Discussion 289
Synthèse du CHAPITRE 7 : *292*

INTRODUCTION

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques des zones humides sont aujourd'hui reconnues tant par la communauté scientifique que par les acteurs territoriaux. Cependant, l'intensité des processus fonctionnels est soumise à une variabilité spatio-temporelle difficile à appréhender. Plusieurs programmes de recherche européens (FAEWE, PROTOWET, EVALUWET) ont permis de mesurer et de comprendre le fonctionnement des zones humides dans le temps et l'espace sur une quinzaine de sites à travers l'Europe (Maltby et Barker, 2009). Ces programmes de recherches ont démontré que l'intensité d'une fonction est la même au sein d'entités ayant une hydrodynamique homogène : les Unités HydroGéoMorphologiques ou HGMU (Maltby *et al.*, 1996). Une procédure d'évaluation fonctionnelle des zones humides (Functional Assessment Procedure – FAP), destinée aux gestionnaires, a été développée et calibrée à partir de ces programmes de recherches. Elle permet, à partir de la combinaison d'observations terrain sur la pédologie, la géomorphologie ou encore la végétation, de délimiter les HGMU puis d'évaluer une ou plusieurs fonctions à l'échelle d'un site (Maltby, 2009). Si cette procédure permet de mener une évaluation fine sur quelques parcelles, la collecte d'informations à partir d'observations terrain paraît difficilement applicable sur plusieurs centaines de km² et ne permet pas d'appréhender des processus fonctionnels sur l'ensemble d'un bassin versant. Les couches d'information détaillées et spatialisées sur l'occupation du sol, le réseau hydrographique ou encore la microtopographie qui ont été dérivées des données de télédétection sur l'ensemble d'un bassin versant apparaissent comme une alternative intéressante aux observations terrain.

L'objectif de ce chapitre est d'adapter la procédure FAP à l'échelle d'un bassin versant à partir de ces couches d'information. Cela suppose le développement d'une approche aboutissant d'une part, à une délimitation exhaustive des HGMU sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant et d'autre part, à une évaluation de fonctions potentielles par croisement de descripteurs correspondant à des critères d'état dérivés de données de télédétection. Le développement et l'application d'une approche permettant la délimitation et la caractérisation des HGMU sont détaillés dans une première partie. L'évaluation fonctionnelle des zones humides à partir des critères d'état dérivés des données de télédétection est présentée dans la seconde partie de ce chapitre.

7.1. La délimitation et la caractérisation des HGMU

L'identification des HGMU doit théoriquement reposer sur la combinaison de trois critères relevant de la pédologie, de la géomorphologie et éventuellement de la végétation si le site étudié est géré de façon homogène (Maltby *et al.*, 1996). Le critère pédologique ne peut être dérivé des données de télédétection. Les informations disponibles, comme la BD Scan-Géol-50 produite par le BRGM, ne sont pas assez détaillées (1/50 000ème). Le critère de végétation est disponible à partir des cartes d'occupation du sol dérivées des données THRS mais la variabilité spatiale des modes de gestion au sein d'un bassin versant ne permet pas d'intégrer ce critère dans la démarche d'identification des HGMU. Reste donc le critère géomorphologique, le plus pertinent, qui est dérivé des données LiDAR sur l'ensemble des zones humides, aussi bien sur les milieux herbacés qu'arbustifs, avec une précision altimétrique de ± 0,15 mètre. Les approches présentées ici reposent donc sur l'analyse du critère géomorphologique. La délimitation et la caractérisation des HGMU ont nécessité le développement de méthodologies qui ont été testées

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

sur la basse vallée du Couesnon. Une démarche opérationnelle a pu ensuite être appliquée à l'ensemble du bassin versant de la Lizonne.

7.1.1. Une approche méthodologique multi-scalaire

Trois approches, correspondant chacune à un objectif spécifique, ont été développées à partir de l'analyse des données LiDAR. La première approche a été développée de façon à fournir une carte très détaillée des HGMU sur une parcelle dans le cadre d'une analyse fonctionnelle approfondie. La seconde approche a pour objectif de cartographier les HGMU sur un ou deux sites pour une analyse fonctionnelle un peu moins poussée. La troisième approche se veut plus globale mais aussi plus robuste afin de permettre une évaluation fonctionnelle sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant qui peuvent présenter des contextes géomorphologiques variés (grandes plaines alluviales, petites vallées encaissées…).

7.1.1.1. Méthodologie

7.1.1.1.1. Site d'étude

Les phases de calibration et de test ont été appliquées sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey. Puis la méthodologie a été transférée à l'ensemble des zones humides de la ZAA.

7.1.1.1.2. Données

La détection des HGMU est obtenue à partir du critère topographique dérivé du MNT LiDAR à 0,5 mètre de résolution horizontale. Chaque surface en eau, qui, au moment de l'acquisition des données LiDAR, ne peuvent générer des informations topographiques, a été considérée comme un ensemble homogène. La précision altimétrique moyenne des données LiDAR a été évaluée à 12 cm (voir CHAPITRE 5 : section 5.1.2).

7.1.1.1.3. Traitements

- Nomenclature utilisée

La nomenclature utilisée pour la caractérisation des HGMU surfaciques est présentée dans le Tableau 7.1. Pour l'approche 1, cinq classes ont été définies : « Dépression », « Bourrelet », « Intermédiaire », « Surface en eau » et « Ancien Chenal ». La dernière classe n'a pas été prise en compte dans les approches 2 et 3 en raison de l'échelle de précision trop grossière (1/25 000ème). La classe « Dépression » correspond aux secteurs topologiquement bas comme les cuvettes. A l'inverse, la classe « Bourrelet » correspond aux objets surélevés comme les talus ou les dépôts alluvionnaires. La classe « Intermédiaire » correspond aux zones intermédiaires entre les points hauts et les points bas de la zone humide. La classe « Surface en eau » correspond aux secteurs inondés au moment du passage LiDAR. Enfin la classe « Ancien chenal » correspond à des drains naturels ou d'anciens bras de rivières. La caractérisation de la géomorphologie est dépendante de l'échelle retenue. Ainsi, une dépression peut être située au sein d'une zone globalement intermédiaire et un petit bourrelet peut être situé au sein d'une vaste dépression.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 7.1 – Nomenclature utilisée pour la caractérisation des HGMU surfaciques

CLASSE	APPROCHE 1	APPROCHE 2	APPROCHE 3
Dépression	✓	✓	✓
Bourrelet	✓	✓	✓
Intermédiaire	✓	✓	✓
Surface en eau	✓	✓	✓
Ancien chenal	✓	x	x

– Approche 1

La première approche consiste à délimiter et caractériser les HGMU surfaciques par photo-interprétation du MNT LiDAR au 1/5 000ème. Les critères de contraste et de contexte sont retenus pour identifier les ensembles morphologiques homogènes. En cas de doutes, des profils topographiques de la parcelle ont été effectués sous SIG pour aider à l'interprétation.

– Approche 2

La seconde approche consiste à identifier les HGMU surfaciques au 1/25 000ème par approche orientée-objet en segmentant le MNT LiDAR par courbes de niveaux puis en caractérisant les objets par rapport à l'altitude relative de leurs voisins. Le logiciel eCognition permet d'effectuer ces traitements. Afin d'obtenir des objets -HGMU- cohérents et relativement compacts, le MNT a été lissé par un filtre médian 3x3 et sous-échantillonné à 2 m. Ainsi, les petites variations micro-topographiques telles que les sillons de labours, les fossés, les petits talus ou les touffes d'herbes ont été effacées tout en conservant la structure topographique générale de la zone humide (Figure 7.1).

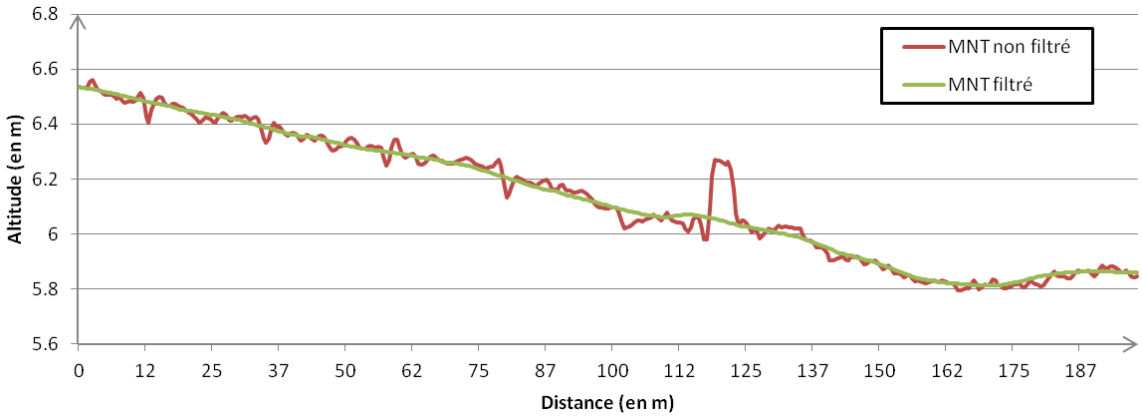


Figure 7.1 – Profils topographiques dérivés du MNT non filtré (rouge) et du MNT filtré (vert)

La procédure de segmentation des objets – HGMU- a nécessité dans un premier temps de définir des variables utiles à la segmentation itérative du MNT : Les variables « Z_mini » et « Z_maxi » qui correspondent respectivement aux valeurs de pixels minimale et maximale du MNT ; la variable « Seuil_segmentation » qui correspond à la valeur altimétrique de segmentation du MNT (Lors de la première itération, la valeur de la variable « Seuil_segmentation » est égale celle de la variable « Z_mini »). Dans un deuxième temps, la segmentation est effectuée en seuillant le MNT en fonction des valeurs de la variable « Seuil_segmentation ». Pour la première

itération, la taille minimale d'un objet a été fixée à 5000 pixels afin de constituer des HGMU de taille significative (> 1250 m²). Lors de l'itération suivante, la valeur de cette variable « Seuil_segmentation » est augmentée de 10 cm. Ce seuil de 10 cm a été déterminé à partir de la connaissance du terrain des marais de Sougéal et Aucey-Boucey. Le cycle d'itération se poursuit tant que la valeur de la variable « Seuil_segmentation » est inférieure à celle de la variable « Z_maxi ». La cartographie des HGMU ainsi délimitées est présentée sur la figure 1,2. qui illustre aussi l'impact du lissage du MNT sur la délimitation des HGMU : les objets dérivés du MNT non filtré ont des bordures indentées et une forme découpée alors que ceux issus du MNT filtré ont des bordures lissées et une forme compacte.

Une fois délimitées, les HGMU ont été affectées aux classes en « Dépression », « Bourrelet », « Intermédiaire » ou « Surface en eau » selon l'altitude moyenne relative à leurs objets voisins, c'est-à-dire la différence d'altitude entre un objet et ses voisins. Les zones de cuvette ont été identifiées comme étant les objets n'ayant pas d'objets voisins plus bas. Pour cela, un objet a été attribué à la classe « Dépression » si la différence moyenne de son altitude avec les objets voisins était ≤ 0. Puis nous avons supposé que les objets topographiquement plats et adjacents aux cuvettes appartenaient à la classe « Dépression ». Ainsi, une carte des pentes a été dérivée du MNT. Les objets dont la pente moyenne était inférieure à 2 ° ont été classés en objets « Temporaire ». Les objets appartenant à cette classe et adjacents à un objet « Dépression » ont été classés en « Dépression »… Les objets « Temporaire » restants ont été reclassés dans une catégorie « Non classés » et les objets « Dépression » adjacents ont été fusionnés. Les surfaces en eau ont été extraites dans une nouvelle carte indépendante à partir des images d'intensité LiDAR. Les pixels ayant une valeur d'intensité LiDAR nulle ont été segmentés par une méthode de multi-seuillage et classés en « Surface en eau ». Puis ces objets ont été synchronisés – mis à jour – sur la carte principale. La délimitation et caractérisation des bourrelets nécessitent une segmentation avec un seuil plus élevé que le seuil retenu pour les dépressions. L'ensemble des HGMU non classées en « Dépression » ont été fusionnées puis segmentées de façon itérative suivant la même démarche, mais avec un seuil de 50 cm au lieu de 10 cm. Les secteurs surélevés ont été classés en « Bourrelet » en l'absence d'objets voisins plus hauts. Les objets non classés restants ont été affectés à la classe en « Intermédiaire ». Une phase de nettoyage a permis de fusionner les objets inférieurs à 1000 pixels avec leur voisin. Ainsi la taille minimale d'une HGMU surfacique est fixée à 250 m².

- Approche 3

La troisième approche consiste à délimiter les HGMU non plus à partir de seuils de segmentation altimétriques, variables suivant le site, mais à partir de critères de contraste et de gradient altimétrique, comme cela a été effectué pour l'approche 1 par photo-interprétation. Le MNT a été lissé pour les mêmes raisons et suivant la même procédure que celle qui a été décrite pour l'approche 2. Deux variables statistiques, « Z_min » et « Z_max » correspondant aux valeurs de pixel minimales et maximales du MNT ont également été calculées. Puis le MNT a été segmenté en utilisant un filtre pour détecter les objets potentiels par contraste et un gradient pour en dériver des objets primitifs. Une opération modification des contours des objets a permis de les rendre plus compacts et cohérents. Les HGMU ont ensuite été classées et nettoyées suivant la même méthodologie que celle employée dans la seconde approche.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012



Figure 7.2 – Impact du lissage du MNT sur la délimitation des HGMU : (a) HGMU dérivées d'un MNT non lissé ; (b) HGMU dérivées d'un MNT lissé. Application au marais d'Aucey

7.1.1.1.4. Validation

La validation des HGMU a été effectuée à partir de mesures pédologiques, géomorphologiques et hydrologiques (Figure 7.3).

Dans un premier temps, la délimitation des HGMU a été validée pour les trois approches sur le marais d'Aucey à partir du croisement des critères géomorphologiques, dérivés des données LiDAR, avec les critères pédologiques, dérivés de 15 relevés terrain. Pour l'approche 1, deux facteurs pédologiques ont été pris en considération : la couleur du sol et l'humidité à – 40 cm. Pour les approches 2 et 3, seule la couleur du sol a été intégrée à la démarche de validation. La couleur du sol dépend de l'état du fer qui résulte de la dynamique de l'eau. Une couleur caractérise le comportement hydrologique moyen de la zone humide. Le critère de végétation n'a pas été pris en compte car il dépend non seulement du comportement hydrologique moyen mais aussi des pratiques agricoles qui peuvent varier d'une parcelle à l'autre. Le croisement des critères géomorphologiques et pédologiques a permis de classer les 15 relevés en 8 classes pour l'approche 1 et 5 classes pour les approches 2 et 3. Un indice de diversité, l'indice de Shannon, habituellement utilisé en écologie du paysage, a été calculé à partir des relevés classés par HGMU pour valider la délimitation des HGMU. Plus l'indice est faible, plus la diversité de classes au sein de l'HGMU est faible et meilleure est la délimitation. L'indice n'a pas été calculé pour les HGMU contenant moins de 2 relevés.

Dans un second temps, la caractérisation géomorphologique a été validée par le croisement des cartes de classification avec celles obtenues par photo-interprétation du MNT. Un indice de précision représentant le pourcentage de superficie bien caractérisée permet d'apprécier la qualité des classifications. Il faut noter que la classe « Surface en eau » n'est pas représentée sur ce secteur.

Dans un troisième temps, l'analyse du cycle annuel de variation de l'humidité des sols obtenu par des relevés d'humidité du sol effectués sur le marais de Sougéal, permet de caractériser le comportement hydrologique de certaines HGMU. Ces relevés d'humidité du sol (-3 cm) ont été effectués sur les mêmes stations de mesure tous les 23 jours entre février 2010 et février 2011 sur le marais de Sougéal. Chaque station correspond à 25 points dont l'humidité a été relevée avec un capteur TDR. Cet appareil permet de mesurer l'humidité relative du sol selon sa conductivité électrique. Les valeurs d'humidité exprimées n'ont pas été recalibrées à partir d'échantillons sols séchés en laboratoire. Cependant, les observations effectuées sur le terrain ont montré que des valeurs supérieures à 70 % correspondent à des sols totalement saturés en eau (Marechal *et al.*, 2012).

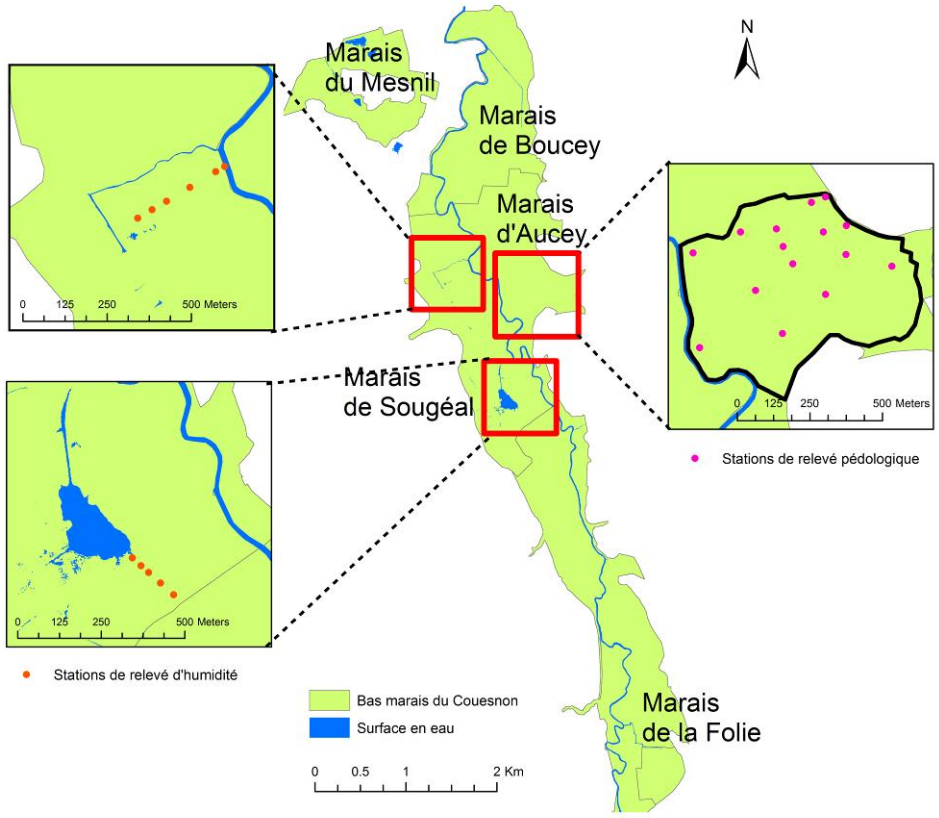


Figure 7.3 – Localisation des relevés d'humidité sur le marais de Sougéal (à gauche, en orange) et de pédologie sur le marais d'Aucey (à droite, en rose).

7.1.1.2. Résultats

7.1.1.2.1. Validation de la délimitation des HGMU

Les résultats cartographiques (Figure 7.4) et statistiques (Tableau 7.2) permettent d'apprécier la précision des délimitations des HGMU sur le marais d'Aucey pour les trois approches. Pour l'approche 1, les 15 relevés répartis en 8 classes représentent une diversité globale de 1,93 (indice de Shannon). Pour l'approche 2, le regroupement des relevés en 5 classes donne une valeur plus faible de 1,4. Globalement, la qualité de délimitation des HGMU pour l'approche 1 est très bonne avec une valeur moyenne de l'indice égale à 0,09. Les valeurs de l'indice de Shannon sont nulles pour les HGMU 1 à 7 ce qui signifie que la délimitation est correcte. En revanche, la valeur de l'indice est de 0,69 pour l'HGMU 8 qui contient deux relevés

appartenant chacun à une classe distincte. Cette HGMU correspond au pied d'un versant. L'approche 2 permet de délimiter avec une bonne précision les HGMU puisque la valeur moyenne de l'indice de Shannon est de 0,15. Toutes les HGMU sont très bien délimitées, à l'exception de la 4 qui a une valeur de 0,74. Cela est dû à la présence de deux relevés (sur huit) qui appartiennent à des classes différentes. Enfin, la troisième approche présente une délimitation de qualité correcte (Shannon = 0,24). Des erreurs sont observées pour les HGMU 1 et 4. L'HGMU 1, qui correspond au bourrelet alluvial comprend à la fois deux relevés de sol brun bien classés et un relevé de sol gris situé à l'extrémité de l'HGMU. L'HGMU 4, qui correspond à une dépression, contient six relevés bien classés de sol noir et deux relevés mal classés dont un en sol gris et l'autre brun. Ces deux erreurs sont localisées en bordure de l'HGMU.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

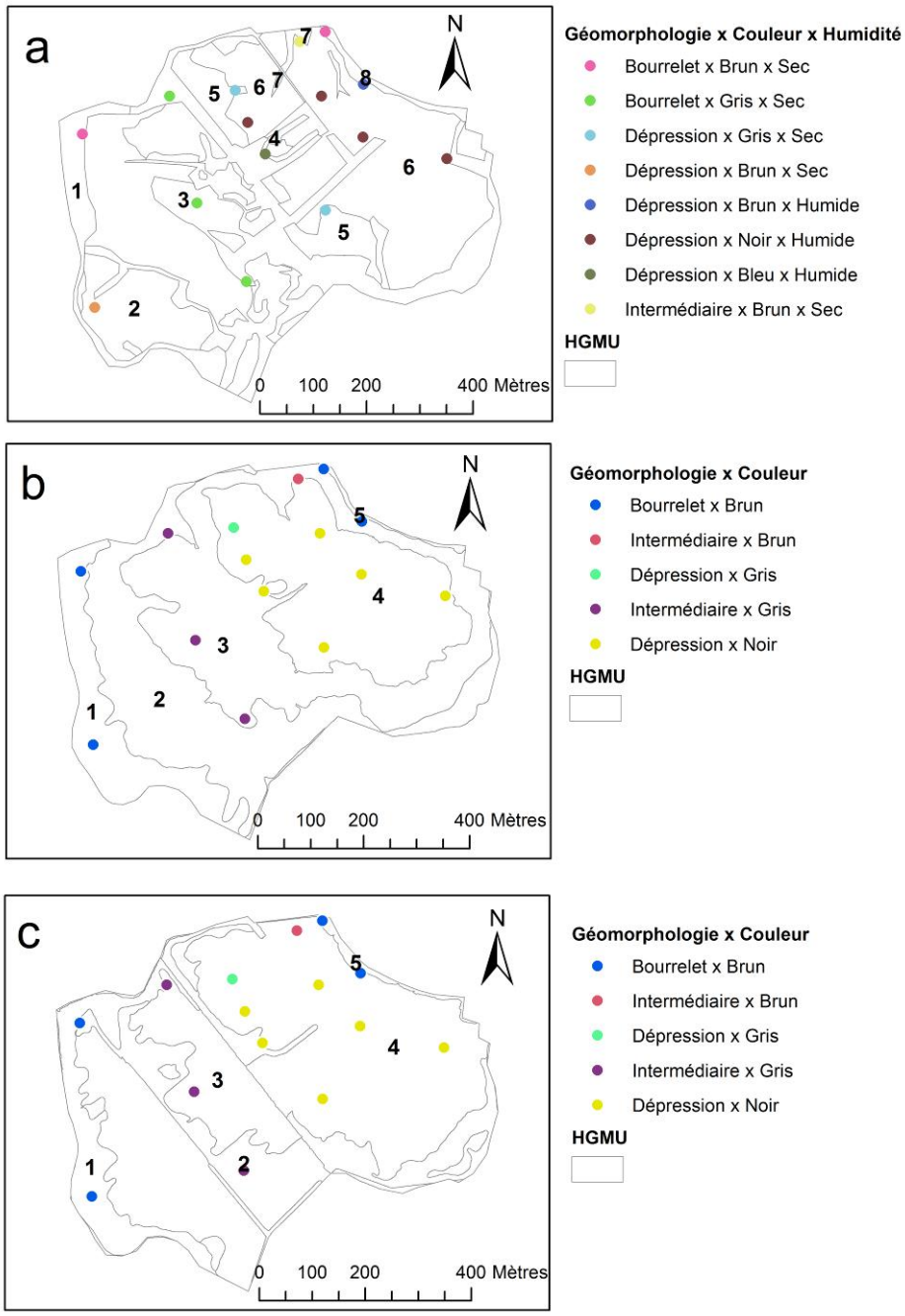


Figure 7.4 – Validation de la délimitation des HGMU par croisement des critères géomorphologiques et pédologiques : (a) approche 1; (b) approche 2 ; (c) approche 3. Les chiffres indiquent les identifiants des HGMU.

Tableau 7.2 – Indice de diversité des relevés par HGMU selon les trois approches étudiées

APPROCHE	HGMU	NOMBRE DE RELEVÉS	INDICE DE SHANNON
1	1	1	-
	2	1	-
	3	3	0
	4	1	-
	5	2	0
	6	4	0
	7	1	-
	8	2	0,69
	Total	15	**1,93**
			Moyenne **0,09**
2	1	2	0
	2	1	-
	3	2	0
	4	8	0,74
	5	2	0
	Total	15	**1,4**
			Moyenne **0,15**
3	1	3	0,64
	2	1	-
	3	1	-
	4	8	0,74
	5	2	0
	Total	15	**1,4**
			Moyenne **0,27**

7.1.1.2.2. Validation de la caractérisation géomorphologique

Les cartes de caractérisation géomorphologique des HGMU et de leurs erreurs sont présentées sur la Figure 7.5. Pour l'approche 1, une cartographie détaillée est produite, incluant la caractérisation des bourrelets alluviaux et des bordures de fossés ou des anciens chenaux. Des petites HGMU correspondant à des bourrelets ou des dépressions sont identifiées au sein d'ensembles géomorphologiques plus larges. La totalité de la superficie des marais d'Aucey est correctement caractérisée. L'approche 2 permet de caractériser avec précision les HGMU au 1/25 000ème. En effet, 99,4 % de la superficie du marais est correctement caractérisée. Le bourrelet alluvial du Couesnon est bien identifié, tout comme la zone intermédiaire et la dépression centrale. La seule erreur est localisée sur la partie correspondant au pied de versant. Enfin, l'approche 3 permet de caractériser correctement 71,6 % de la superficie du marais. Des erreurs de classification sont localisées sur la zone intermédiaire classée en « Dépression ». Ces erreurs peuvent s'expliquer par l'écart important d'altitude avec les bourrelets adjacents. Avec cette approche comme avec les deux autres, le bourrelet alluvial et les zones de cuvette sont bien identifiées.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

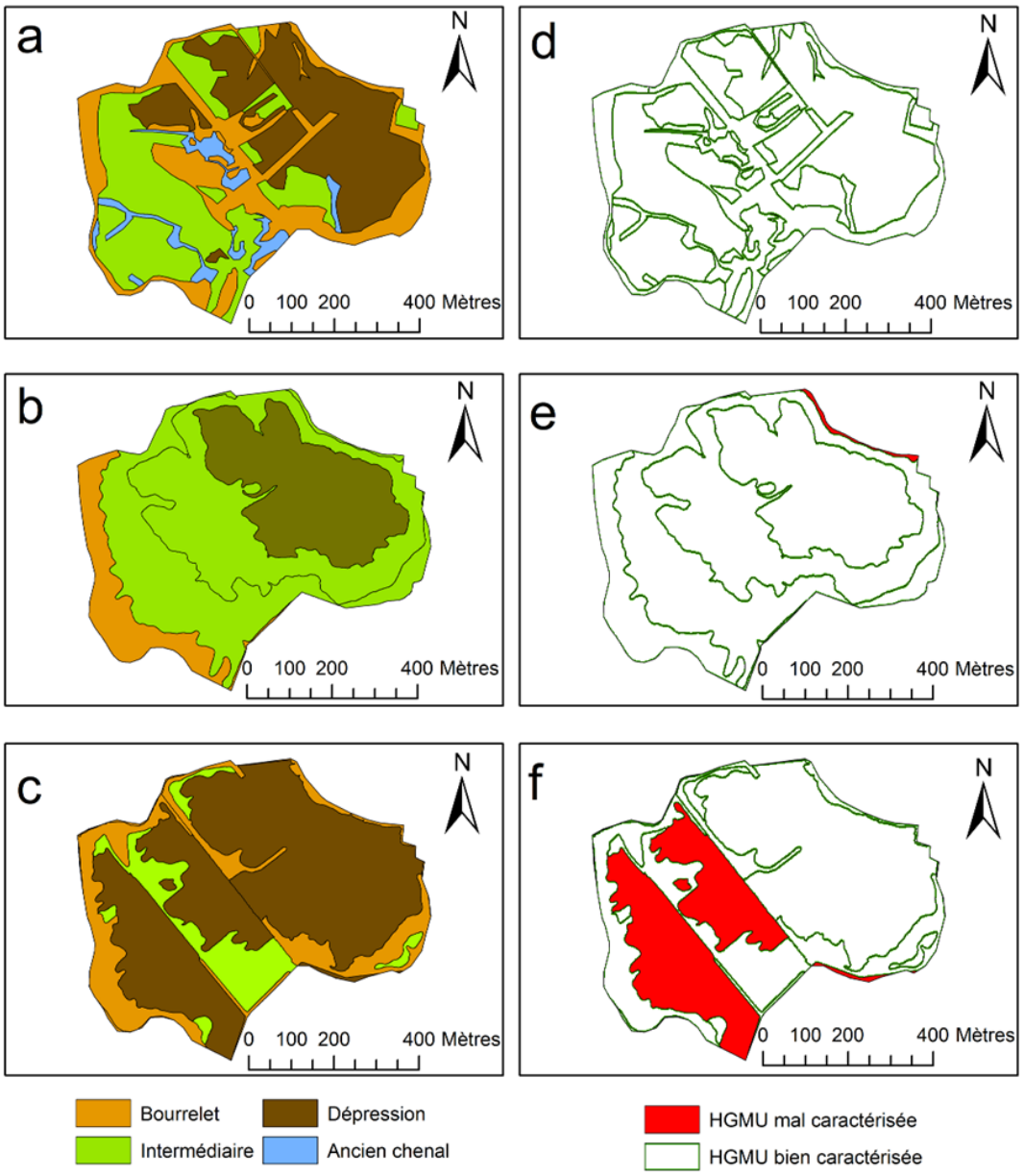


Figure 7.5 – Cartes de caractérisation géomorphologique des HGMU et de localisation de leurs erreurs pour l'approche 1 (a,d) ; pour l'approche 2 (b,e) ; pour l'approche 3 (c,f).

7.1.1.2.3. Analyse de la variabilité spatio-temporelle de l'hydrodynamique

L'analyse de la variabilité spatio-temporelle de l'hydrodynamique est présentée pour les parties sud (Figure 7.6) et nord (Figure 7.7) du marais de Sougéal. L'évolution du l'humidité moyenne par station (Figure 7.6, b et Figure 7.7, b) montre que le comportement hydrologique justifie parfois une différence entre les HGMU, selon les saisons et les états de l'eau. Par exemple, les stations 2 et 3 ont des valeurs d'humidité moyenne similaires à partir de la fin du printemps jusqu'au milieu de l'hiver. Cependant entre les mois de mars et de mai, la station 3 présente une humidité moyenne plus élevée que la station 2. L'humidité du sol n'est donc pas un critère de validation robuste pour la délimitation des HGMU. L'analyse de la variabilité de l'humidité du sol par station pour quatre périodes (16 mars, 05 mai, 22 juin et 26 septembre) permet de caractériser plus précisément le comportement hydrologique du sol. Au 16 mars (Figure 7.6, c), à la fin de

l'hiver, la variabilité de l'humidité du sol par station est faible voir nulle en raison de la saturation en eau des sols. Cependant, la station 1, située sur une zone plus élevée, présente une variabilité de 3,8 %. Au 05 mai (Figure 7.6, d), les stations 1 et 2, les plus surélevées, présentent des variabilités importantes (respectivement 8,1 et 20,2 %) en raison de leur localisation sur une zone de transition entre les secteurs élevées, drainés, et les secteurs bas, encore saturés en eau. A l'inverse, les stations 3, 4 et 5, encore saturées, présentent une faible variabilité de l'humidité du sol. Au 22 juin (Figure 7.6, e), les stations 1, 2 et 3 sont situées sur des secteurs secs et présentent une variabilité faible tout comme la station 5 encore inondée. La station 4, localisée en zone de transition sol saturé/non saturé, présente une variabilité importante (30 ,1 %). A la fin de l'été, au 26 septembre, la variabilité d'humidité du sol est assez faible pour les stations 1 à 4 et forte pour la station 5 (12,8 %), située à son tour en zone de transition. Les mêmes évolutions sont observées pour la partie nord du marais de Sougéal (Figure 7.7), avec une évolution de la variation de l'humidité dépendante du gradient topographique. L'analyse de ces résultats permet d'identifier trois comportements hydrologiques du sol : le modèle « drainé » qui correspond à un secteur sec et homogène, le modèle « inondé » qui correspond à un sol saturé et homogène, le modèle de « transition », associé à une humidité du sol hétérogène, en relation avec une microtropographie interne révélatrice de cette humidité instantanée variable, mêlant micro-zones saturées et micro-zones inondées en mosaïque.

Si l'humidité instantanée ne permet pas de discriminer les HGMU, à l'inverse la dynamique temporelle, saisonnière, est un bon critère de différenciation et justifie, *a posteriori*, la prise en compte du critère géomorphologique comme paramètre pertinent de discrimination des HGMU.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

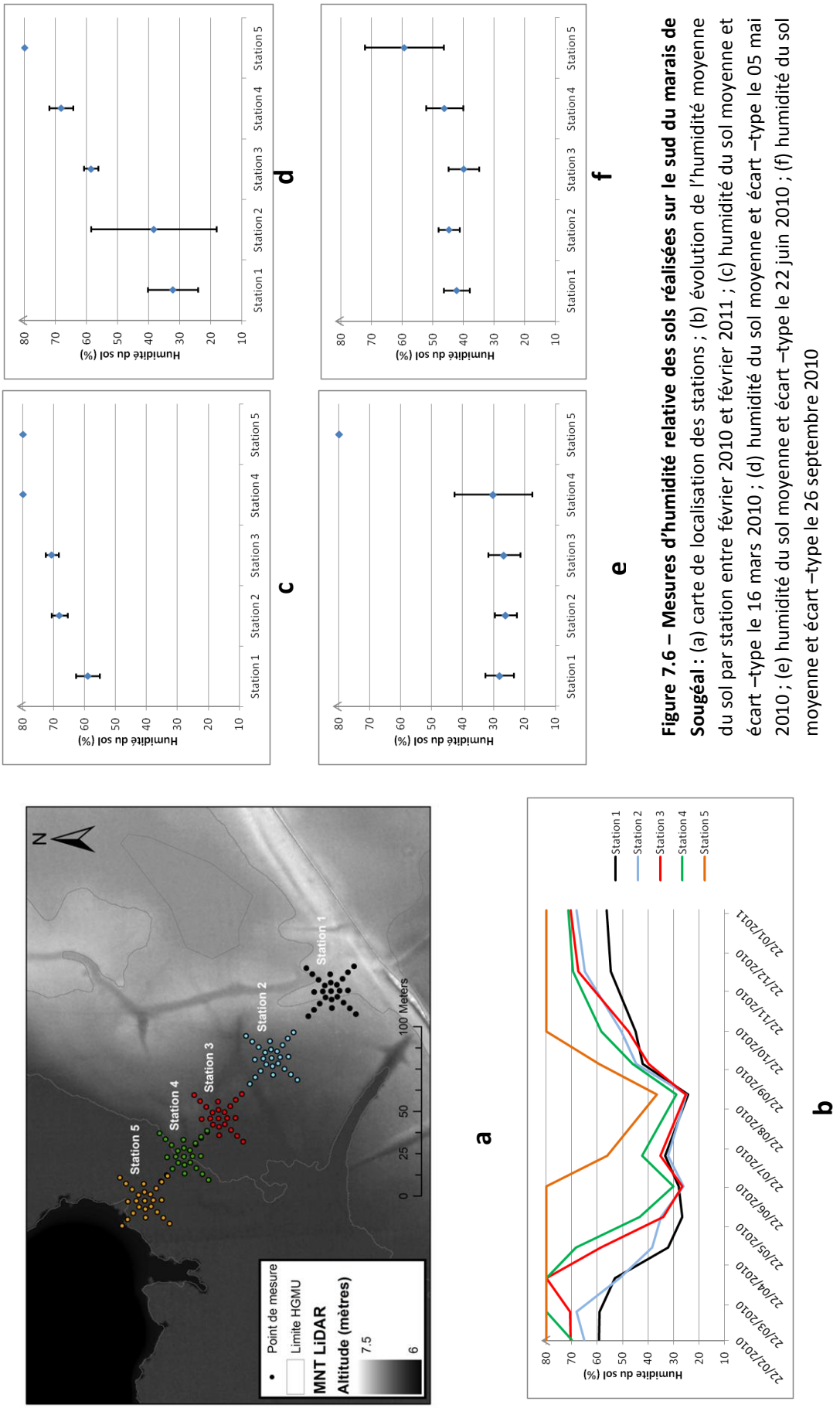


Figure 7.6 – Mesures d'humidité relative des sols réalisées sur le sud du marais de Sougéal : (a) carte de localisation des stations ; (b) évolution de l'humidité moyenne du sol par station entre février 2010 et février 2011 ; (c) humidité du sol moyenne et écart –type le 16 mars 2010 ; (d) humidité du sol moyenne et écart –type le 05 mai 2010 ; (e) humidité du sol moyenne et écart –type le 22 juin 2010 ; (f) humidité du sol moyenne et écart –type le 26 septembre 2010

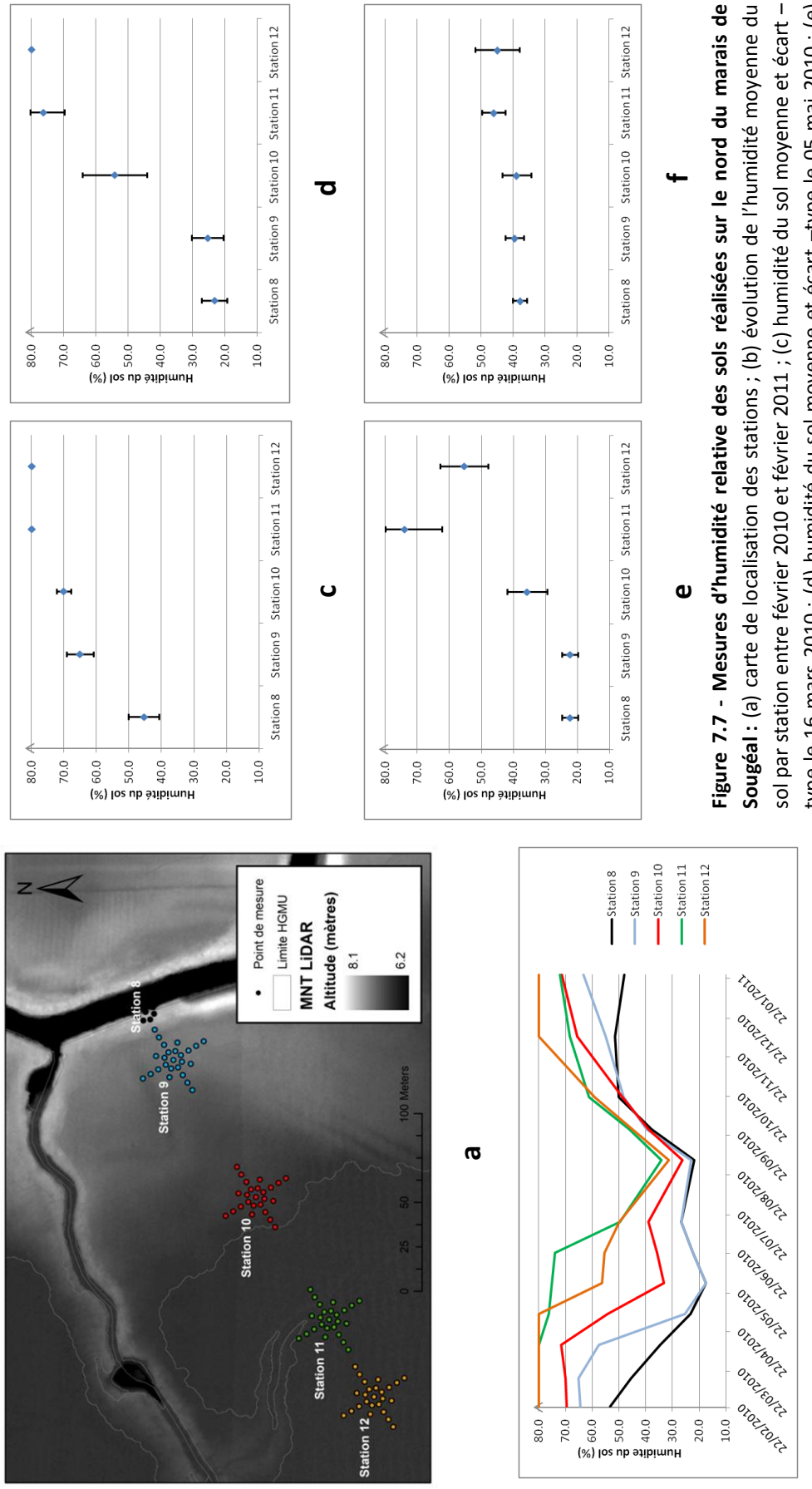


Figure 7.7 - Mesures d'humidité relative des sols réalisées sur le nord du marais de Sougéal : (a) carte de localisation des stations ; (b) évolution de l'humidité moyenne du sol par station entre février 2010 et février 2011 ; (c) humidité du sol moyenne et écart –type le 16 mars 2010 ; (d) humidité du sol moyenne et écart –type le 05 mai 2010 ; (e) humidité du sol moyenne et écart –type le 22 juin 2010 ; (f) humidité du sol moyenne et écart –type le 26 septembre 2010

7.1.1.2.4. Cartes des HGMU surfaciques

Les cartes d'HGMU obtenues à partir des trois approches sont présentées Figure 7.8. L'approche 1 (Figure 7.8, a) permet de cartographier les HGMU au 1/5 000ème pour quelques parcelles. L'approche 2 (Figure 7.8, b) permet de cartographier les HGMU au 1/25 000ème sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey. L'approche 3 permet de cartographier les HGMU au 1/25 000ème mais sur l'ensemble des zones humides la ZAA (Figure 7.8, c), soit 1930 HGMU réparties aussi bien sur les vastes marais du Couesnon que sur les petits tributaires.

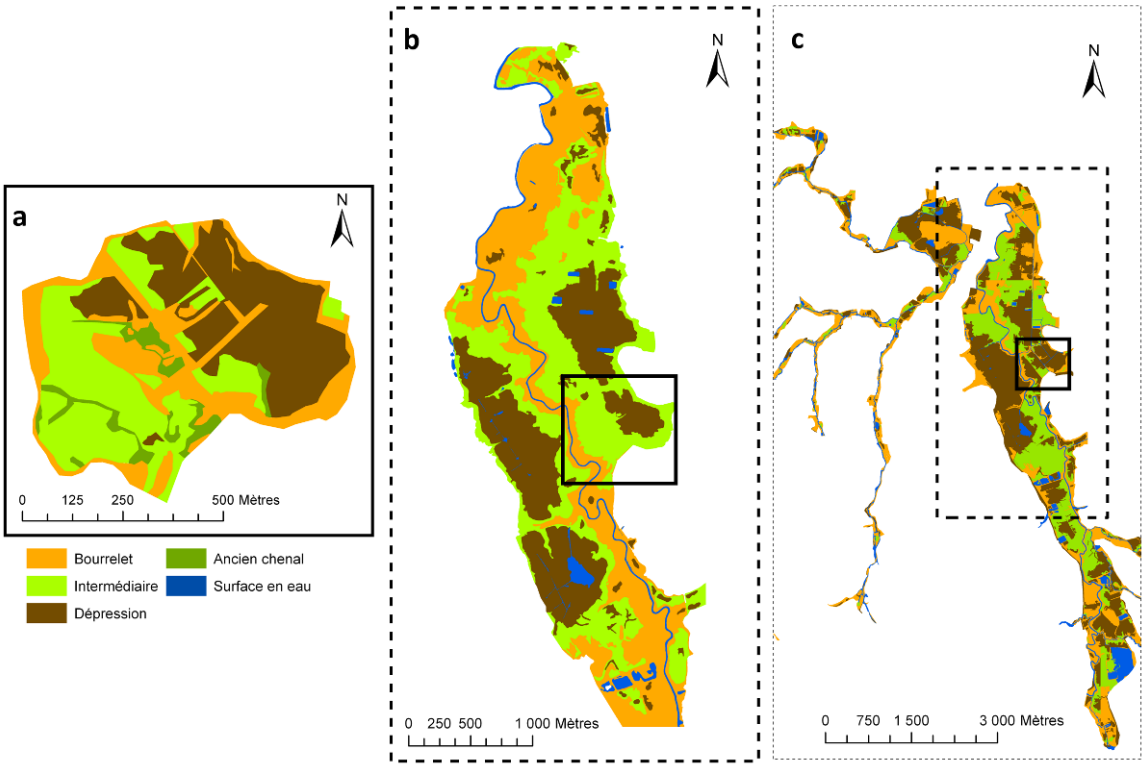


Figure 7.8 – Cartes des HGMU obtenues à partir de différentes approches : (a) approche 1 au 1/5 000ème appliquée sur quelques parcelles du marais d'Aucey ; (b) approche 2 au 1/25 000ème appliquée sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey ; (c) approche 3 au 1/25 000ème appliquée à l'ensemble de la ZAA.

7.1.1.3. Discussion

L'HGMU est une unité géomorphologique globalement homogène qui permet une démarche de spatialisation pour une approche fonctionnelle des zones humides. L'HGMU est un concept qui permet de s'affranchir du critère hydrologique. Instantanément, le comportement hydrologique ne permet pas de délimiter une HGMU. Le concept d'HGMU est fonction du degré d'information souhaité, de l'échelle de travail, mais aussi des moyens disponibles. La pertinence d'une évaluation à une échelle donnée ne l'est pas forcément à une autre échelle.

La délimitation et la caractérisation des HGMU ont été effectuées à partir de données LiDAR acquises avec une précision de 4 points/m². Cette donnée semble suffisamment précise pour identifier les variations topographiques au sein des zones humides aussi bien à l'échelle fine (1/5 000ème) que moyenne (1/25 000ème). Une densité inférieure à 4 pts/m² semblerait suffisante (par ex. 0,5 pt/m²) pour la cartographie des HGMU à l'échelle d'un bassin versant. La période d'acquisition des données est aussi un élément important à prendre en compte. Elle doit tenir compte de l'objectif et des deux facteurs limitants que sont la présence d'eau et la

feuillaison. Pour les études topographiques en zones humides, un passage au début du printemps permet de s'assurer que les bourgeons ne sont pas ouverts. En revanche, certains fossés peuvent encore être ennoyés. Un passage en automne pourrait sembler plus approprié en raison de la chute des feuilles et l'état asséché des fossés. Mais cette période est plus risquée car la chute des feuilles et l'état hydrique des fossés sont dépendants des conditions climatiques. Dans tous les cas, il convient d'éviter d'effectuer l'acquisition après une longue période de pluie car les fossés ne seraient pas ressuyés.

La méthodologie de délimitation et de caractérisation des HGMU à partir de données de télédétection ne peut prendre en considération que le critère géomorphologique dérivé des données LiDAR. En effet, les caractéristiques pédologiques ne sont pas aujourd'hui détectables par télédétection et les cartes pédologiques réalisées par les différents organismes sont imprécises et/ou non exhaustives. Le critère de végétation pourrait être pris en considération, mais uniquement sur quelques parcelles au mode de gestion semblable. En effet, l'extension spatiale des formations végétales dépend à la fois de l'hydrodynamique et du mode de gestion anthropique. Dans le cadre de ce travail sur l'évaluation fonctionnelle des zones humides à l'échelle d'un bassin versant, la qualité de délimitation des HGMU semble plus importante que la qualité de la caractérisation. En effet, les scores d'indicateurs fonctionnels sont majoritairement exprimés par HGMU et sont donc liés à l'extension spatiale de celles-ci. Les classes de caractérisation géomorphologique attribuées à chaque HGMU (bourrelet, intermédiaire, dépression) ne sont pas prises directement en considération, mais indirectement par des descripteurs comme la densité du réseau de drainage ou le type de végétation.

Trois approches ont été employées pour cartographier les HGMU. La première approche est adaptée à l'étude des fonctionnalités à l'échelle d'une parcelle. Elle permet d'identifier finement les HGMU à partir de la photo-interprétation du MNT. La seconde approche permet d'identifier automatiquement les HGMU, mais elle nécessite de définir des seuils altimétriques de segmentation propres à chaque site mais aussi à chaque ensemble géomorphologique. De fait, il paraît difficilement envisageable de l'utiliser sur l'ensemble d'un bassin versant. La qualité de la caractérisation géomorphologique qui s'effectue en fonction de la position altimétrique des objets les uns par rapport aux autres, dépend de la qualité de segmentation des objets. La troisième approche aborde la délimitation des HGMU par identification des zones de contraste altimétrique. Le procédé de segmentation utilisé ici (*Contrast filter segmentation)*, semble être plus performant sur des ruptures topographiques nettes que sur des transitions floues et progressives. Pour les approches 2 et 3, le MNT LiDAR a été lissé par un filtre médian et sous échantillonné à 2 mètres. Cette opération permet d'améliorer la qualité géométrique de délimitation des objets mais peut ponctuellement gommer certains éléments géomorphologiques comme les petits talus. Le réseau hydrographique est majoritairement gommé par ce lissage. Cependant, sa détection et sa caractérisation ont fait l'objet d'une méthodologie particulière (voir CHAPITRE 5 : section 5.2).

Les résultats obtenus à partir des trois approches sont satisfaisants. Pour l'approche 1, l'utilisation du MNT LiDAR par photo-interprétation a rendu l'identification des HGMU plus aisée et détaillée que par une approche terrain (Figure 7.9). En effet, si les changements topographiques abrupts peuvent facilement être identifiés sur le terrain, il n'en va pas de même avec les transitions progressives et/ou en milieu arboré qui sont difficiles d'accès. La photo-interprétation du MNT est assez longue et bien que robuste, elle paraît difficilement envisageable à l'échelle d'un bassin versant.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

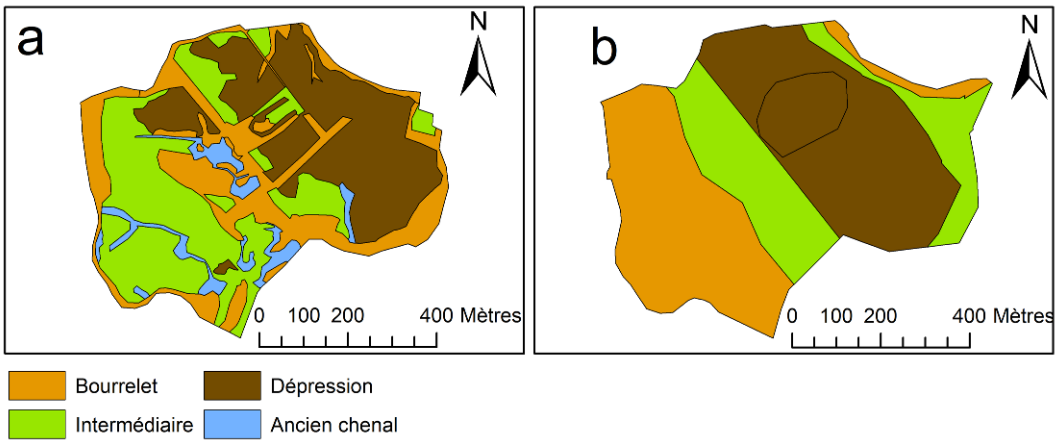


Figure 7.9 – Comparaison des cartes des HGMU du marais d'Aucey obtenues (a) par photo-interprétation du LiDAR et (b) par observations terrain

La seconde approche a permis de détecter et caractériser précisément les HGMU de façon automatique sur les marais de Sougéal et Aucey-Boucey, bien étudiés par des observations terrain. Cette connaissance terrain nous a permis d'affiner au mieux les seuils de segmentation. Une moins bonne connaissance du terrain aurait certainement conduit à des résultats plus approximatifs. Les quelques tests que nous avons effectués sur des secteurs moins connus ont mis en évidence les lacunes de cette approche pour appréhender des contextes géomorphologiques variés ; avec entre 30 à 50 % des HGMU bien identifiées selon les cas.

La troisième approche permet de s'affranchir des spécificités de chaque site. L'analyse des résultats de délimitation sur différents secteurs des zones humides montre que les objets – HGMU – restent topographiquement cohérents au vu du MNT. C'est cette approche qui a été retenue pour évaluer les fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin versant car elle a été obtenue par approche automatique et est donc plus robuste et plus facilement reproductible (Figure 7.10).

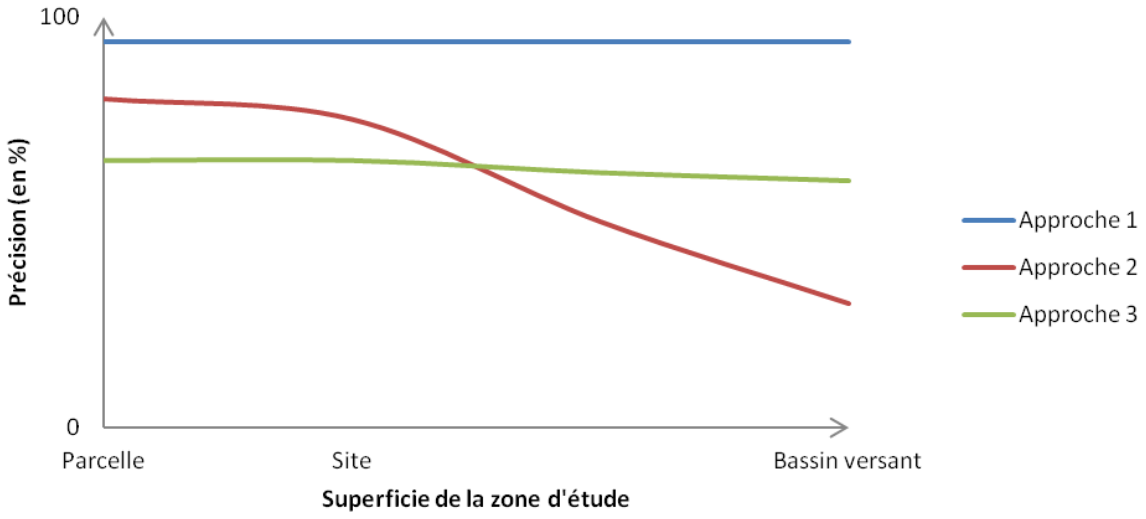


Figure 7.10 – Évolution de la précision de délimitation des HGMU en fonction de l'approche utilisée et de la superficie de la zone d'étude

7.1.2. Approche opérationnelle appliquée au bassin versant de la Lizonne

Le bassin versant de la Lizonne a une superficie de plus de 615 km². L'objectif de cette partie est d'appliquer l'approche 3 développée dans la partie précédente sur la ZAA afin de valider sa robustesse dans un contexte différent et sur une zone géographique assez étendue.

7.1.2.1. Méthodologie

7.1.2.1.1. Site d'étude

L'approche 3 a été appliquée sur les zones humides du bassin versant de la Lizonne, ce qui représente une superficie de 57 km². Le bassin est caractérisé par une dégradation des zones humides principalement causée par les pressions agricoles (voir CHAPITRE 3 : section 3.2). Cette situation conduit à un déclin des nappes phréatiques. Les zones humides du bassin versant de la Lizonne présentent des contextes géomorphologiques variés avec la présence de zones de tourbière, de vastes plaines alluviales associées à d'anciens chenaux ou bien encore de vallées étroites et encaissées. Le dénivelé y est aussi plus marqué que sur la ZAA, entre les plateaux calcaires amont situés à 250 mètres et l'exutoire du bassin situé à 50 mètres au dessus du niveau de la mer.

7.1.2.1.2. Données

Un MNT à 0,5 mètre de résolution a été dérivé des données LiDAR avec une méthode d'interpolation au plus proche voisin. Les données LiDAR ont été acquises avec des caractéristiques similaires (voir CHAPITRE 6 : section 6.2.1.1) (4 pts/m²) à celles des données LiDAR acquises sur la ZAA et à une période identique (début de printemps).

7.1.2.1.3. Traitement

L'approche 3 de délimitation et caractérisation des HGMU développée sur la ZAA a été appliquée sur l'ensemble des zones humides du bassin-versant de la Lizonne. Les zones surélevées situées au contact du versant et la zone humide ont été classées en « Pied de versant ». En raison de l'importance du volume des données à traiter, les images ont été découpées en tuiles de 5km x 5km et les traitements décrit précédemment ont été effectués tuile par tuile (voir CHAPITRE 6 : section 6.2.1.2). Une phase de post-traitement sous SIG a été nécessaire pour éliminer l'effet de tuilage.

7.1.2.1.4. Validation

Une zone test de 2,5 km² située en aval du bassin versant a été sélectionnée pour valider la carte des HGMU. Des mesures topographiques ont été effectuées avec un théodolite laser et un GPS différentiel afin d'estimer la précision altimétrique du MNT. Une carte de référence a été réalisée par photo-interprétation du MNT. Les classifications ont ensuite été croisées avec ces données.

7.1.2.2. Résultats

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Les résultats (Figure 7.11) montrent que le profil dérivé du MNT est très corrélé avec les mesures terrain (RMSE = 7,4 cm.). Toutefois, le MNT sous-estime la profondeur du fossé en raison de la présence d'eau et de végétation dense lors de l'acquisition des données LiDAR.

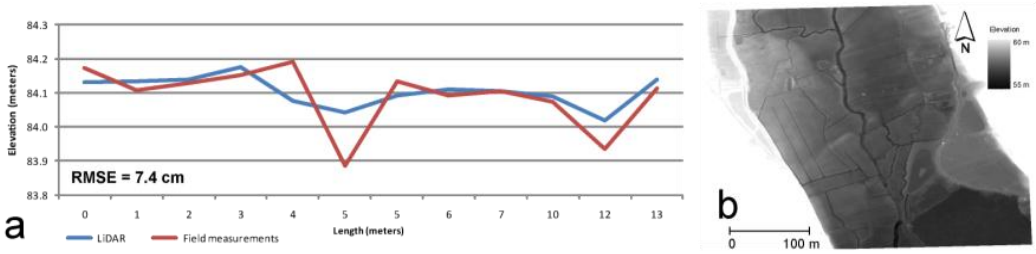


Figure 7.11 – Génération du MNT : (a) profils topographiques dérivés des mesures terrain (rouge) et du MNT (bleu) ; (b) MNT dérivé des points sol LiDAR

Le croisement de la carte des HGMU avec le MNT montre une cohérence géomorphologique (Figure 7.12, b'). Les HGMU ont été caractérisées avec une bonne précision, 86 % d'entres elles étant correctement classées (Figure 7.12, d'). Les erreurs correspondent essentiellement à des dépressions classées en zone intermédiaire. Ces erreurs sont dues à la faible différence d'altitude entre les bourrelets et les dépressions.

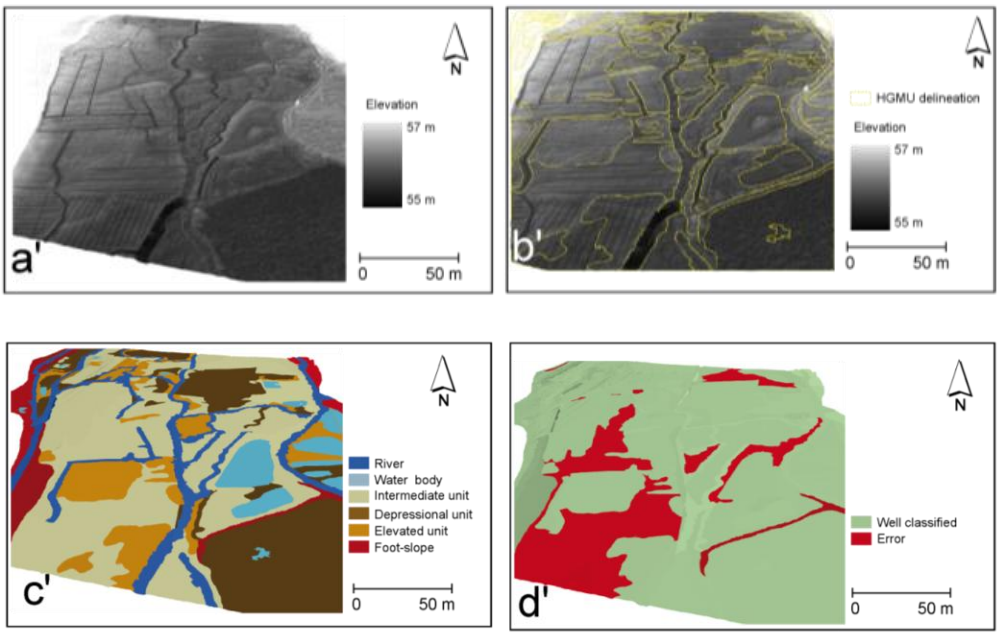


Figure 7.12 – Cartographie des HGMU surfaciques : (a') MNT lissé ; (b') objets segmentés ; (c') classification des HGMU ; (d') localisation des erreurs

L'ensemble des zones à dominante humide du bassin versant de la Lizonne a été analysé par tuilage. Une carte de plus de 6600 HGMU a été produite par traitement automatique du MNT (Figure 7.14).

La superficie des HGMU est variable et comprend aussi bien de petits secteurs inférieurs à 0,02 ha que de vastes zones supérieures à 20 ha. Dans le détail, la superficie des HGMU est comprise entre 0,01 et 29,3 ha. Un quart des HGMU a une superficie inférieure à 0,1 ha ; la moitié a une superficie inférieure à 0,3 ha et un quart a une superficie supérieure à 0,7 ha.

Près d'un tiers (31 %) de la superficie totale des HGMU est classée en « Pied de versant », 26 % en « Dépression », 21 % en « Intermédiaire », 11 % en « Bourrelet » et en « Surface en eau » (Figure 7.13). Ces résultats ne tiennent pas compte des erreurs de classification. Beaucoup d'HGMU sont classées en « Pied de versant » dans les petites vallées où la plaine alluviale est étroite, ce qui explique la proportion élevée de cette classe. Dans les vallées plus larges, la classe « Intermédiaire » a une part plus importante.

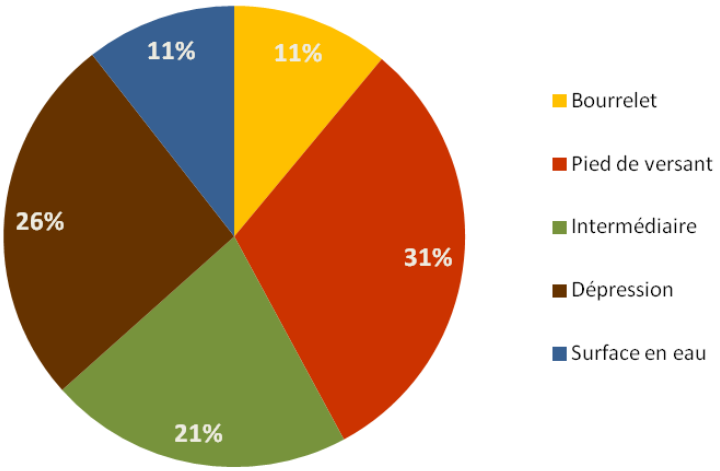


Figure 7.13 – Pourcentage de la superficie totale d'HGMU par classe

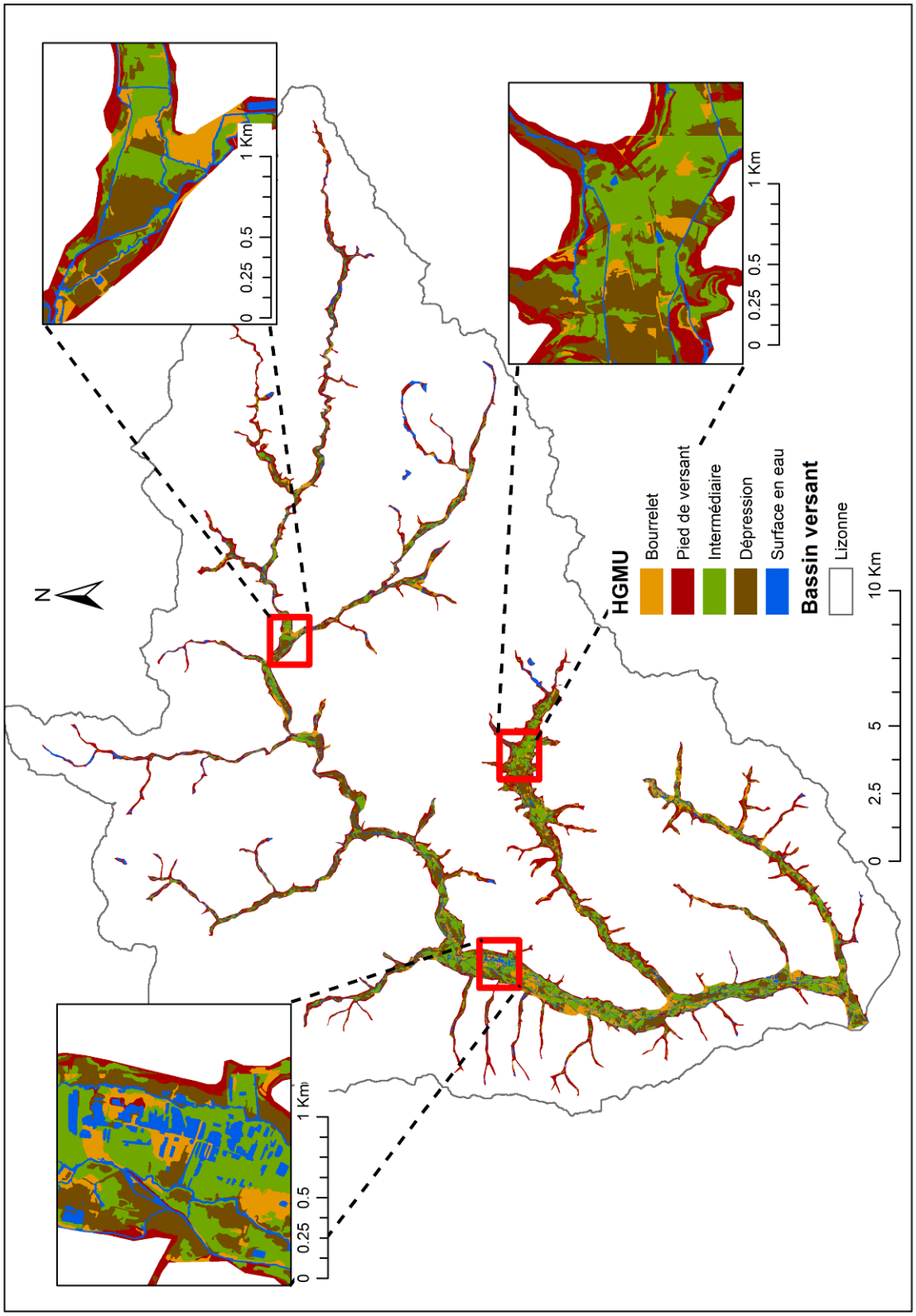


Figure 7.14 – Carte des HGMU du bassin versant de la Lizonne obtenue par traitement automatique du MNT LiDAR

7.1.2.3. Discussion

Les données LiDAR utilisées sur le bassin versant de la Lizonne ont les mêmes caractéristiques que celles qui ont été exploitées sur la ZAA. Les précisions planimétriques altimétriques moyennes, qui sont respectivement de 25,0 et 7,4 cm sont suffisantes pour l'identification des HGMU aussi bien à l'échelle d'un site que d'un bassin versant. La date d'acquisition au début du printemps et avant la feuillaison permet une meilleure pénétration des impulsions LiDAR à travers la canopée et donc une meilleure estimation de la micro-topographie. En revanche, à cette période de l'année, certains secteurs peuvent encore être saturés en eau et donc engendrer des imprécisions sur leur micro-topographie.

L'approche développée sur la ZAA a été appliquée sur le bassin versant de la Lizonne avec le même processus de traitement afin d'en valider la robustesse. La méthode de segmentation des MNT dérivés des données LiDAR par contraste et gradient topographique permet d'utiliser les mêmes paramètres quel que soit le site considéré, comme l'ont montré les résultats obtenus sur la ZAA et sur le bassin de la Lizonne pour identifier les HGMU. La caractérisation géomorphologique des ces dernières basée sur l'altitude relative des objets par rapport à leur voisinage permet également de s'affranchir d'appliquer des seuils spécifiques à chaque site. La mise en place d'un tuilage permet d'analyser les données LiDAR sans réelle limitation de taille. L'approche développée sur la ZAA a été appliquée avec succès sur le site de la Lizonne malgré une connaissance du terrain très limitée sur le bassin versant. L'absence de relevés pédologiques ne nous a pas permis de valider directement la délimitation des HGMU par croisement de critères géomorphologiques et pédologiques. Cependant, les résultats ont pu être validés indirectement par photo-interprétation du MNT. La carte produite des HGMU produite au 1/25 000ème apparaît suffisamment précise pour évaluer les fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin versant.

La méthode se révèle donc robuste et semble pouvoir être appliquée sur des bassins versants encore plus étendus. Hormis la feuillaison et la présence d'eau, la principale limite à l'analyse des données LiDAR sur de grandes étendues (> 500 km²) reste son coût d'exploitation qui doit non seulement tenir compte de l'acquisition des données (temps de vol, conditions atmosphériques) mais aussi des traitements (achat de serveur, temps de calcul…). Contrairement à l'identification du réseau hydrographique – HGMU linéaires – l'identification des HGMU surfaciques ne nécessite pas une densité de 4 pts/m². Une densité de points plus faible, et donc moins onéreuse, serait suffisante.

7.2. Une évaluation fonctionnelle basée sur une approche multicritères

L'évaluation fonctionnelle des zones humides a été conduite selon une approche multicritères qui permet le croisement de descripteurs et d'indicateurs fonctionnels spatialisés au sein des HGMU (voir CHAPITRE 1 : section 1.3.2.6). Chaque descripteur ou groupe de descripteurs a été utilisé comme élément de calibration d'un processus relevant d'une fonction donnée.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

7.2.1. Méthodologie

7.2.1.1. Site d'étude

L'évaluation fonctionnelle a été appliquée à l'ensemble des zones humides de la ZAA, qui comprend à la fois la basse vallée du Couesnon mais aussi les petites vallées tributaires. L'enjeu majeur sur ce site d'étude est la préservation de sa richesse écologique, classé en zone humide d'importance internationale Ramsar (voir CHAPITRE 3 : section 3.1). Toutefois nous avons choisi de ne pas réduire l'évaluation fonctionnelle des zones humides de ce site aux fonctions écologique (en l'occurrence la fonction habitat), mais de l'étendre à des fonctions hydrologiques et biogéochimiques, car l'évolution de l'intensité d'un type de fonction au sein de la zone humide entraîne des conséquences sur les autres types de fonctions.

7.2.1.2. Données

Les fonctions potentielles des zones humides ont été évaluées à partir de descripteurs dérivés des données cartographiques existantes et obtenues par traitement automatique des données de télédétection. Les données cartographiques suivantes ont été utilisées :

- La carte de l'occupation du sol actuelle des zones humides au 1/5 000ème, au format vecteur (voir CHAPITRE 6 : section 6.2.2)
- La carte du réseau hydrographique, au format vecteur (voir CHAPITRE 5 : section 5.1.2.1)
- Le Modèle Numérique de Cours d'Eau ou MNCE, au format raster (voir CHAPITRE 4 : section 4.1.3)
- La carte des HGMU surfaciques, au format vecteur (voir CHAPITRE 7 : section 7.1.1.2.4)
- La carte de fréquence et de durée d'inondation, obtenue à partir d'une série temporelle d'images RADAR (Marechal *et al.*, 2012) , au format vecteur

7.2.1.3. Une évaluation par approche multi-critères

Les fonctions potentielles des zones humides peuvent être analysées à trois échelles différentes : la zone humide, les sites, les HGMU (Figure 7.15). Les premiers travaux d'évaluation fonctionnelle ont considéré la zone humide comme une seule unité, notamment dans l'approche WET (Adamus et Stockwell, 1983). Cependant, il a été reconnu que certaines zones humides étaient trop complexes pour être évaluées globalement. En réponse à cela, Brinson (1993) aux États-Unis puis Maltby *et al.* (1996) en Europe, proposent de subdiviser la zone humide en HGMU – unités élémentaires des zones humides au sein desquelles les fonctions s'expriment avec la même intensité (voir CHAPITRE 1 : section 1.3.2.6 et Maltby, 2009). Afin de faciliter la lecture des cartographies exprimées qui peuvent être complexes du fait du nombre important d'HGMU, les résultats d'évaluations fonctionnelles peuvent être agrégés à l'échelle des sites. Les sites – ou Assessment Areas (AA) – correspondent à des unités opérationnelles qui doivent être facilement identifiables sur le terrain (Maltby, 2009). L'échelle des sites se situe entre l'échelle des HGMU et celle de la zone humide. D'après Maltby, (2009) l'évaluation fonctionnelle est d'abord effectuée à l'échelle des HGMU puis agrégée à l'échelle des sites afin de facilité la

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

lecture cartographique des résultats par les gestionnaires.Les limites de sites ont été extraites par photo-interprétation à partir des données d'occupation des sols, de topographie (MNT), des limites des zones humides et des limites des sous bassins versants.

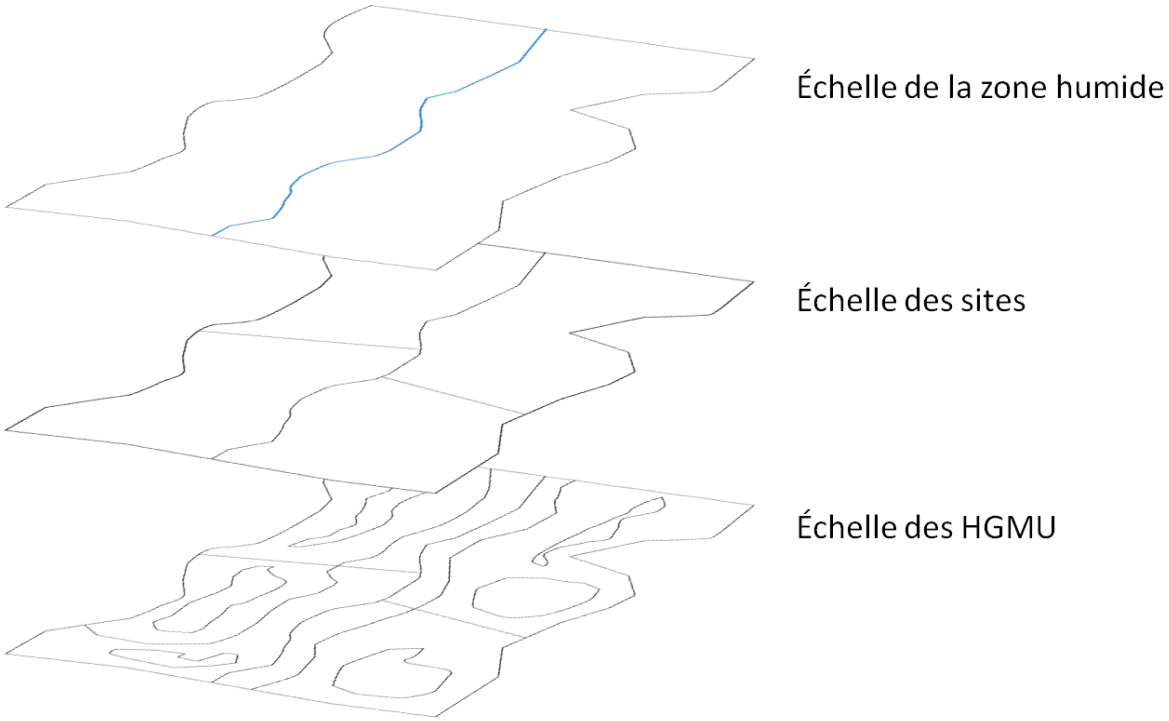


Figure 7.15 – Les différentes échelles d'analyse des fonctions des zones humides

Les fonctions des zones humides ont été évaluées selon la même procédure que la FAP, à l'aide d'une approche multicritères (Figure 7.17).

L'approche multicritères peut être effectuée à partir de données vectorielles ou rastérisées. L'analyse à partir de données vectorielles permet d'alléger le poids des données et ainsi appliquer des analyses à des échelles fines. De plus, elle permet de visualiser spatialement les résultats de façon dynamique en modifiant les valeurs des critères d'entrés. Cependant, l'analyse à partir de données vectorielles est encore en cours de développement, notamment dans la mise en place d'outils d'aide à la décision spatialisé. Par exemple, l'extension EMDS (Ecosystem Management Decision Support) pour Arcgis (Esri) propose une solution intéressante d'analyse multicritère à partir de données vectorielles (Rauscher, 1999; Reynolds, 2005). Cette extension a d'ailleurs été reprise pour le développement du module WEDSS (Mode *et al.*, 2002) qui avait pour objectif d'intégrer la FAP sous SIG (voir CHAPITRE 1 : section 1.4.2). Malheureusement, EMDS et WEDSS ne font plus l'objet de maintenance et ne nous sommes par parvenus à les utiliser.

L'analyse à partir de données raster, c'est-à-dire d'images, a fait l'objet de nombreux travaux qui ont permis de répondre à des enjeux environnementaux (Jiang et Eastman, 2000; Chen *et al.*, 2001; Ceballos-Silva et López-Blanco, 2003; Passuello *et al.*, 2012). Cependant, la taille des données raster, qui augmente avec la résolution spatiale et la superficie de la zone d'étude, est un facteur qui peut sérieusement ralentir voir annihiler les traitements. Cette situation nécessite d'établir un compromis entre la résolution spatiale et la taille des images.

Nous avons choisi d'effectuer l'analyse multicritère à partir de données raster. Cette analyse est intégrée au sein du logiciel Idrisi (Clark Lab) et facilement utilisable. Dans un premier

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

temps, les descripteurs élémentaires sont calculés sous SIG à partir des données vectorielles disponibles. Dans un second temps, les descripteurs élémentaires exprimés par HGMU au format vectoriel sont rastérisés. Pour conserver l'échelle de précision des données d'entrées (cartographie des HGMU), la rastérisation devrait s'effectuer avec une résolution spatiale de 2 m. Or, cela engendrerait la création d'un fichier raster de 1 232 Mo par descripteur fonctionnel sur le bassin versant de la Lizonne, soit une taille totale largement supérieure à la limite supportée par le logiciel Idrisi. Nous avons effectué plusieurs tests en dégradant progressivement la résolution spatiale des données à 4, 8 et 16 mètres. Le choix d'une résolution de 8 mètres nous a paru le meilleur compromis entre l'échelle de précision et la taille des fichiers qui est de 77 Mo par descripteur fonctionnel (Figure 7.16).

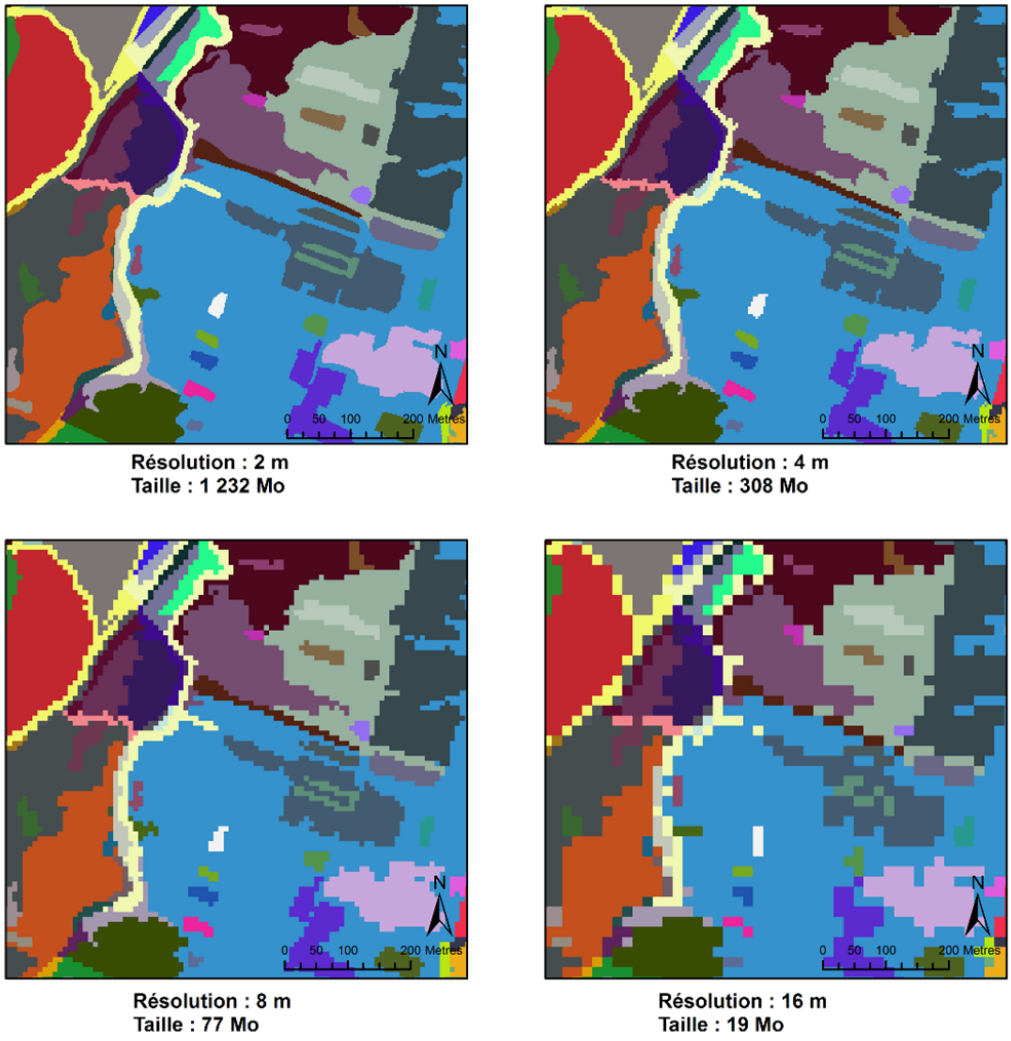


Figure 7.16 – Impacts de la diminution de la résolution spatiale sur la qualité géométrique des contours des HGMU et sur la taille des données (en Méga Octets) sur le bassin-versant de la Lizonne.

Une fois l'étape de rastérisation effectuée, les descripteurs ont été standardisés. La standardisation est une étape nécessaire pour transformer les unités de mesures disparates de chaque descripteur en valeurs comparables. Il convient, pour chaque descripteur, de définir un seuil minimal « a » qui est égal à 0 et un seuil maximal « d » qui est égal à 255. Ces seuils correspondent à la valeur minimale théorique à partir de laquelle la fonction est active et à la valeur maximale théorique au-delà de laquelle la fonction est stable. Puis une fonction linéaire croissante ou décroissante est appliquée suivant l'intérêt du descripteur pour la fonction évaluée.

Ensuite, des indicateurs fonctionnels ont été calculés par la moyenne des descripteurs standardisés, le même poids ayant été attribué à tous les descripteurs à l'exception de la durée d'inondation qui a une pondération de 6 pour la fonction habitat. Enfin, chaque HGMU s'est vue attribuer un score global pour chaque processus fonctionnel, correspondant à la moyenne des valeurs des indicateurs fonctionnels.

Chaque site obtient ainsi un score global pour chaque fonction correspondant à la moyenne des valeurs des processus fonctionnels pondérée par la superficie de chaque HGMU qui le compose.

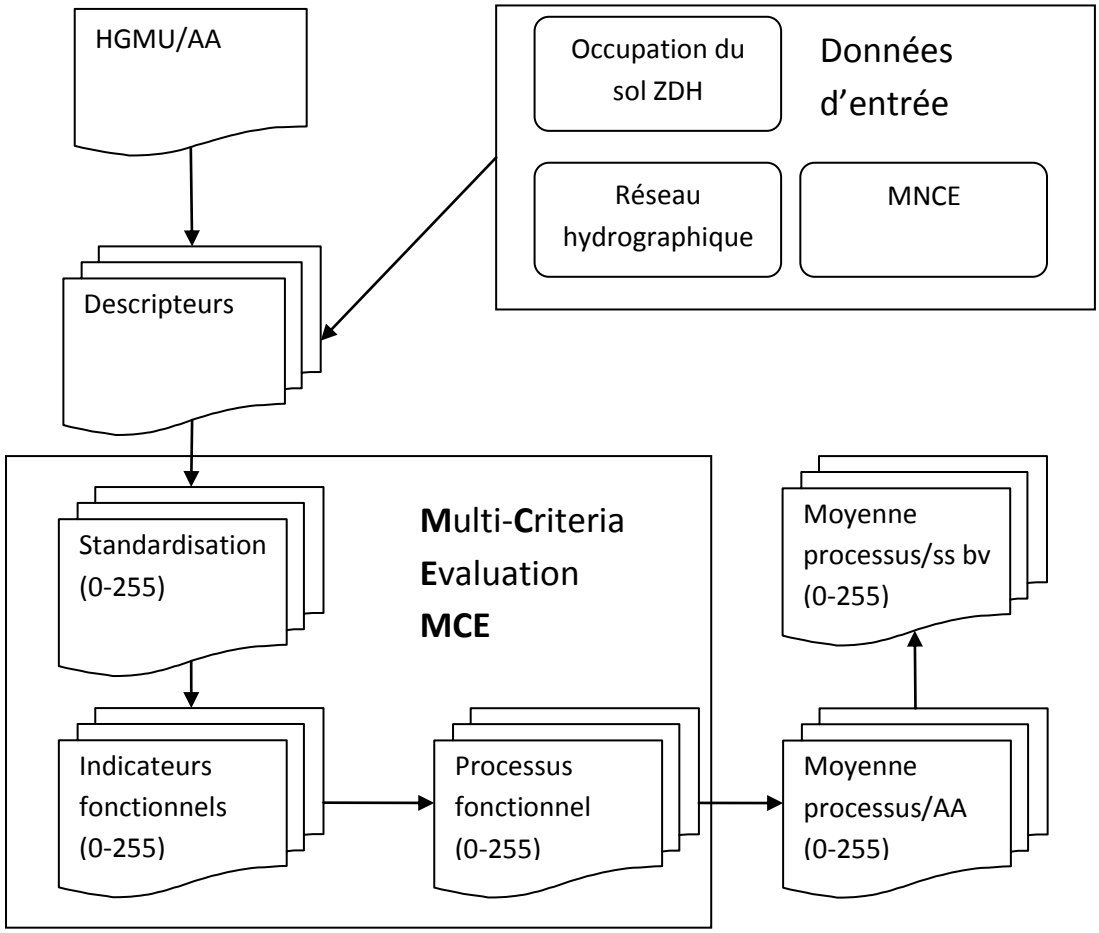


Figure 7.17 – Méthodologie appliquée pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides

Les scores ont été seuillés en cinq classes d'intervalles égaux. Chaque classe correspond à un intérêt pour un indicateur ou un processus fonctionnel donné (Tableau 7.3).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 7.3 – Classification de l'intérêt fonctionnel suivant le score obtenu

INTÉRÊT	INTERVALLE
Très faible	000 - 051
Faible	052 - 102
Moyen	103 - 153
Fort	154 - 204
Très fort	205 - 255

7.2.1.4. Définition des descripteurs à partir des données de télédétection

La signification fonctionnelle de la plupart des critères d'état présentés ci-après a été validée par la FAP (Maltby, 2009).

7.2.1.4.1. La densité des fossés et cours d'eau

Tous les fossés sont des aménagements qui ont eu ou qui ont encore pour fonction essentielle d'évacuer l'eau en excès d'un site où celle-ci n'est pas naturellement évacuée, notamment en zone humide. Un fossé n'est pas un attribut naturel d'une zone humide mais est devenu un élément essentiel de la gestion de l'eau au sein de la zone humide. L'évolution des usages au sein des zones à fortes contraintes entraîne des changements de pratiques agricoles et conduit souvent à l'abandon de l'entretien régulier des haies et des fossés.

Ces changements affectent de façon neutre, positive ou négative les fonctions hydrologiques, mais aussi les fonctions biogéochimiques et écologiques des zones humides. Par exemple, l'abandon des fossés de bordure de champs entraîne une augmentation de la rétention de l'eau et par conséquent une augmentation du potentiel de dénitrification mais aussi de la biodiversité biologique propre à ce type d'habitat.

Le non-entretien des fossés au sein de la zone humide apparaît comme un élément positif pour un bon nombre de fonctions ou d'attributs inhérents à ces milieux. Ces fossés sont souvent associés à un réseau de bocage dense qui constitue un indicateur indirect de leur présence. Cependant, tous les fossés n'assurent pas les mêmes fonctions. Une typologie fonctionnelle qui tient compte de leur nature et de leur état est proposée ci-dessous :

Les grands fossés : La détection de leur présence permet d'évaluer la rétention de l'eau. Ils assurent l'entrée ou la sortie rapide de l'eau dans la zone humide; Les grands fossés participent aux principaux transferts entre la rivière et les zones humides et jouent donc un rôle important dans la dynamique des crues ;

Les petits fossés : La détection de leur présence permet d'évaluer aussi la rétention de l'eau. La dénitrification est un processus favorisé par la stagnation de l'eau. Une évacuation trop rapide diminue l'efficacité de ce processus, puisque c'est le long des petits fossés d'eau stagnante que la dénitrification est la plus efficace ;

Les fossés de bord de route: Ils ont pour objectif de drainer, de diffuser rapidement l'eau pour éviter la dégradation de la route ;

Les fossés entretenus: Ils assurent la connectivité de la zone humide vers un cours d'eau;

Les fossés non entretenus: Ils assurent une rétention de l'eau en période de crue. Ils favorisent la dénitrification car l'eau y est stagnante. Ils favorisent la biodiversité (flore, batraciens, insectes...) en tant qu'élément d'un corridor écologique. A priori, tous les types de fossés sont connectés, mais l'absence d'entretien peut entraîner une déconnexion partielle ou totale du fait d'un encombrement par la végétation ou d'un bouchon lié à des dépôts de sédiments. Ainsi, du point de vue fonctionnel, il est utile de différencier **les fossés à écoulement libre** et **les fossés à écoulement temporaire**.

Ainsi, la densité des fossés et cours d'eau peut être évaluée à partir des cinq indicateurs élémentaires suivants :

- La densité des grands fossés et cours d'eau ;
- La densité des fossés à écoulement temporaire ;
- La densité des grands drains et des fossés de bords de routes ;
- La densité des petits fossés à écoulement continu hors bords de routes ;
- La densité des petits fossés à écoulement temporaire hors bords de routes.

Le calcul de ces indicateurs par télédétection est très lié à la résolution spatiale de l'image utilisée (Identification des petits fossés et distinction petits et grands fossés) et à la date de sa prise de vue (détermination du caractère continu ou temporaire de l'écoulement).

7.2.1.4.2. La densité des haies boisées

Cet indicateur influe sur la biodiversité. C'est un élément essentiel dans l'évaluation de la biodiversité d'un site (fonction habitat).

7.2.1.4.3. La densité des routes et voies ferrées

Le réseau de routes et voies ferrées agit comme une barrière écologique vis-à-vis du déplacement des espèces animales et par conséquent son extension limite la biodiversité. La juxtaposition de routes au réseau de fossés est un indicateur d'un transfert rapide des eaux (voir indicateur des fossés et cours d'eau plus haut).

7.2.1.4.4. La connectivité des haies boisées

La connectivité d'éléments linéaires boisés ou relevant du réseau hydrographique est à relier à la notion de *corridor écologique*. Plus la connectivité des haies boisées est importante, plus les corridors sont efficients, et plus la biodiversité animale et végétale est potentiellement élevée (Figure 7.18).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

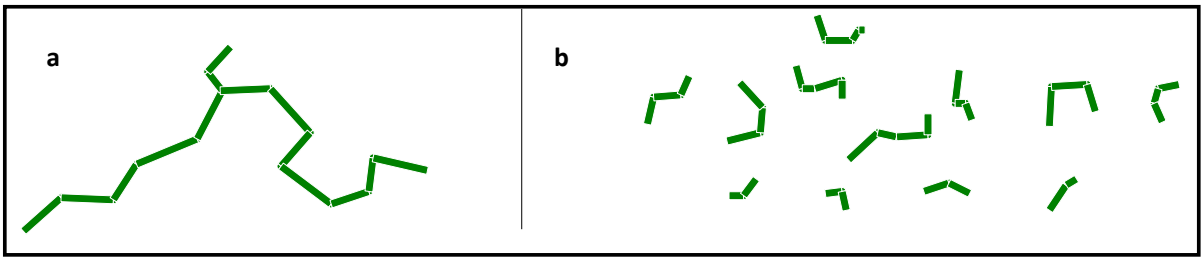


Figure 7.18 - Exemple d'éléments linéaires à connectivité forte (a) et faible (b)

7.2.1.4.5. La connectivité des routes et voies ferrées

A l'opposé, de la connectivité des éléments linéaires boisés, la connectivité des routes et voies ferrées restreint la diffusion des espèces au sein du paysage et affecte négativement la biodiversité. Par ailleurs les fossés associés aux routes et voies ferrées accélèrent les transferts hydriques et jouent un rôle négatif pour le processus de dénitrification.

7.2.1.4.6. Le rapport de la longueur de la zone humide sur la longueur du contact entre la zone humide et le versant

Cet indicateur permet d'évaluer le niveau potentiel de dénitrification d'éléments azotés en provenance du versant (Figure 7.19), dans la mesure où une longueur de contact importante entre la zone humide et le versant favorise le processus de dénitrification (Clément *et al.*, 2003).

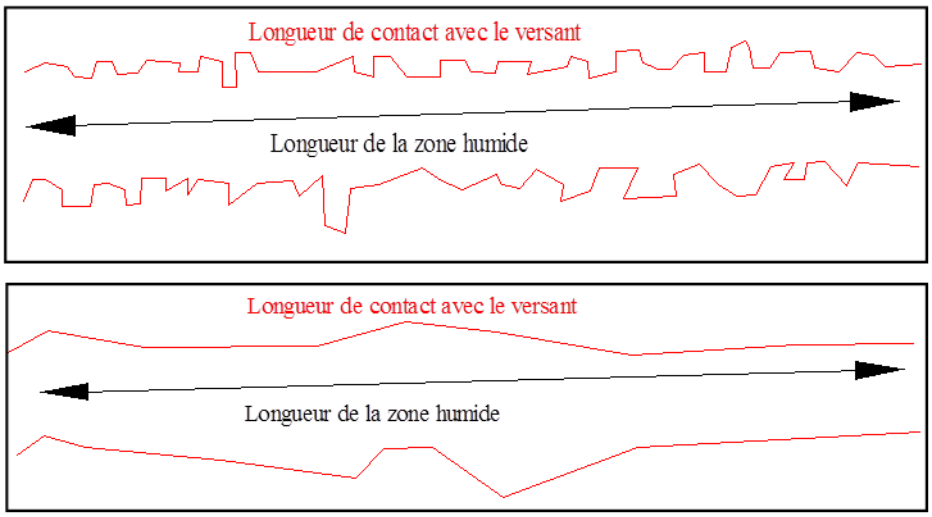


Figure 7.19- Exemple d'un secteur d'une zone humide caractérisé par un rapport faible (en haut) et élevé (en bas) entre la longueur de la zone humide et la longueur de la zone de contact avec le versant

7.2.1.4.7. La longueur de contact entre la zone humide et le versant par type de linéaire

Le type de contact entre la zone humide et le versant conditionne l'apport de matière azotée au sein de la zone humide. Ainsi, les haies transversales à la pente assurent une diffusion lente des eaux chargées en azote; elles favorisent la dénitrification. Si les eaux ne sont pas chargées en azote du fait de la présence de bois ou de prairies en amont, alors l'intérêt de cet

élément paysager pour la fonction biogéochimique est limité et sera qualifié de neutre dans le processus d'évaluation. A l'inverse, si un fossé transversal récupère les eaux chargées en azote et est directement connecté à un cours d'eau, la zone humide est déconnectée du flux et n'a donc aucun effet en terme de dénitrification et conduira alors à une évaluation négative de la fonction dénitrification.. Par ailleurs, la présence d'un talus transversal en bas de pente ralentit notablement les flux d'eau en surface et sub-surface et participent donc à l'augmentation du temps de transfert et réduit le niveau de la crue (Viaud *et al.*, 2005).

Ainsi, la longueur de contact entre la zone humide et le versant par type de linéaire peut être évaluée à partir des cinq indicateurs élémentaires suivants :

- La longueur de la limite d'usage (entre 2 catégories d'occupation des sols) sur la longueur de contact entre la zone humide et le versant ;
- La longueur de la limite physiographique (talus) sur la longueur de contact entre la zone humide et le versant ;
- La longueur de la limite physiographique (route) sur la longueur de contact entre la zone humide et le versant ;
- La longueur de la limite floue au sein d'une prairie ou bois sur la longueur de contact entre la zone humide et le versant ;
- La longueur de la limite floue au sein d'une culture sur la longueur de contact entre la zone humide et le versant.

7.2.1.4.8. La microtopographie

Dans la zone humide, la microtopographie conditionne la capacité de rétention de l'eau. La présence de légères dépressions de quelques centimètres de profondeur peut engendrer un stockage d'eau en période de crue.

7.2.1.4.9. L'indice topographique d'humidité

Cet indice, lié à la microtopographie, permet d'estimer les secteurs potentiellement hydromorphes.

7.2.1.4.10. La rugosité de la végétation

La rugosité de la végétation conditionne la vitesse d'écoulement de l'eau en période de crue. Une faible rugosité favorise un retour rapide des flux vers le cours d'eau. A l'inverse, une forte rugosité ralentit la vitesse d'écoulement et accentue le temps de résidence de l'eau dans la zone humide.

7.2.1.4.11. La transpiration de la végétation

La transpiration de la végétation est un facteur important pour la fonction soutien aux étiages. Les formations végétales arborées ont une forte transpiration alors que les formations végétales herbacées ont une transpiration plus modérée, en relation avec la biomasse foliaire.

7.2.1.4.12. L'infiltration

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Une partie de l'eau potentiellement présente dans la zone humide s'infiltre dans le sol pour participer à la recharge de nappes. L'importance de ce processus est liée à des caractères pédologiques et hydrogéologiques (texture et granulométrie du sol, présence de la nappe). A l'échelle du bassin versant, ces informations ne sont pas disponibles, directement ou indirectement, à partir des données de télédétection.

Cet indicateur, pourtant pertinent pour évaluer la fonction hydrologique de la zone humide, n'est pas pris en compte ici.

7.2.1.4.13. L'irrigation

L'irrigation des cultures en zone humide participe à l'aggravation des étiages. Une partie de l'eau s'évapore directement. Les cultures irriguées possèdent une forte densité de drains souterrains. Ces drains assèchent la zone humide.

7.2.1.4.14. Rapport entre l'aire de la zone humide et l'aire de la zone contributive

Cet indice permet d'estimer la part d'eau en provenance du versant qui arrive dans la zone humide.

7.2.1.4.15. L'indicateur d'hydromorphie des sols

L'hydromorphie des sols est un facteur important dans le processus de dénitrification. Plus un sol est hydromorphe, plus la dénitrification est efficace. Cet indicateur, pourtant pertinent pour évaluer la fonction biogéochimique de la zone humide, ne peut pas être directement pris en compte dans cette étude. En revanche, il peut être indirectement et partiellement évalué à travers des indicateurs relevant de la végétation. Ainsi, dans cette étude, la présence de sols hydromorphes est évaluée à travers les indicateurs élémentaires de densité des classes de végétation de type hydromorphe avéré (Friches arbustives et herbacées, peupleraies, prairies).

7.2.1.4.16. L'indicateur de productivité nette

Les espèces végétales assimilent une quantité de matières azotées nécessaires à leur activité chlorophyllienne. Cette productivité nette varie selon les espèces et leur cycle de croissance. Ainsi, une communauté végétale de type eutrophe capture beaucoup de nutriments et contribue à l'amélioration de la qualité des eaux. A des habitats de type eutrophe sont associés des flux de nutriments importants dont une partie est susceptible d'être transformée par dénitrification bactérienne et l'autre partie prélevée par la végétation.

7.2.1.4.17. Le mode de gestion des prairies

Le mode de gestion des prairies détermine principalement les flux de carbone et de nutriments au sein de la zone humide. La fauche correspond à une exportation nette équivalente à la quantité d'azote et de phosphore contenue dans la biomasse aérienne alors que le pâturage combine exportation et recyclage interne *via* les excréments et urines. Cet indicateur contrôle l'indicateur précédent à certaines périodes de l'année, en liaison avec le rythme de croissance des plantes et leur usage.

7.2.1.4.18. La composition de l'occupation du sol et des types de végétation

Cet indicateur joue un rôle majeur dans l'évaluation de la fonction écologique. Un paysage possédant plusieurs types de classes d'occupation du sol (Figure 7.20) a une valeur écologique *a priori* plus importante qu'un paysage homogène dominé par une classe d'occupation du sol donnée.

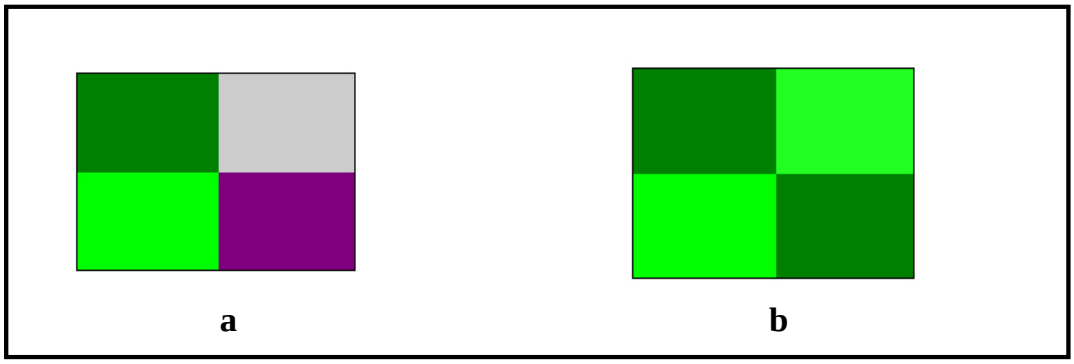


Figure 7.20 - Composition paysagère élevée avec bois, bâti, prairie et vignoble (a) et faible avec bois et prairie (b)

7.2.1.4.19. La configuration de l'occupation du sol et des types de végétation

La configuration de l'occupation du sol est un critère de caractérisation de la biodiversité potentielle. Sur la Figure 7.21, la configuration (b) illustre un potentiel de biodiversité supérieur à la configuration (a) (effet mosaïque).

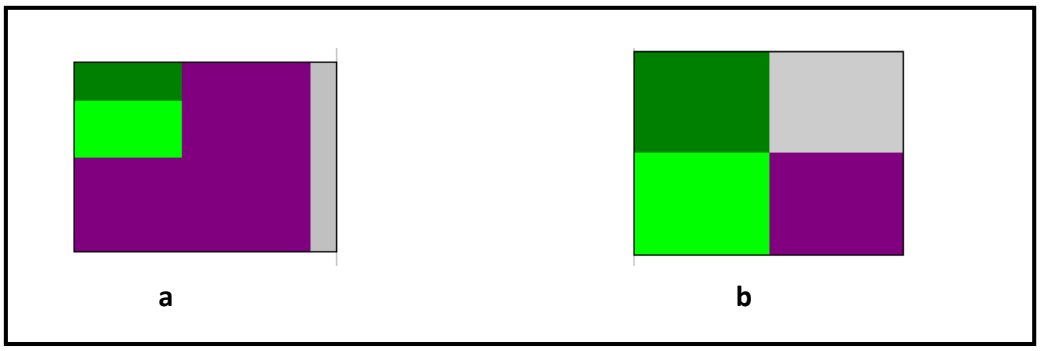


Figure 7.21 - Configuration paysagère faible (a) et élevée (b)

7.2.1.4.20. La durée d'inondation

La durée d'inondation est un facteur important pour l'évaluation de la fonction habitat. L'alternance de périodes inondées et exondées favorise certains éléments de la biodiversité.

7.2.1.5. Élaboration des descripteurs

7.2.1.5.1. La densité des éléments linéaires

Les densités ont été calculées séparément pour chaque type d'éléments linéaires (bocage, fossés, routes…). La densité d'éléments linéaires est obtenue à partir de la longueur totale des éléments linéaires considérés divisée par l'aire de l'HGMU qui contient ces éléments. Pour procéder au calcul des densités, les éléments paysagers ont été extraits par requêtes SIG.

7.2.1.5.2. La connectivité d'éléments linéaires

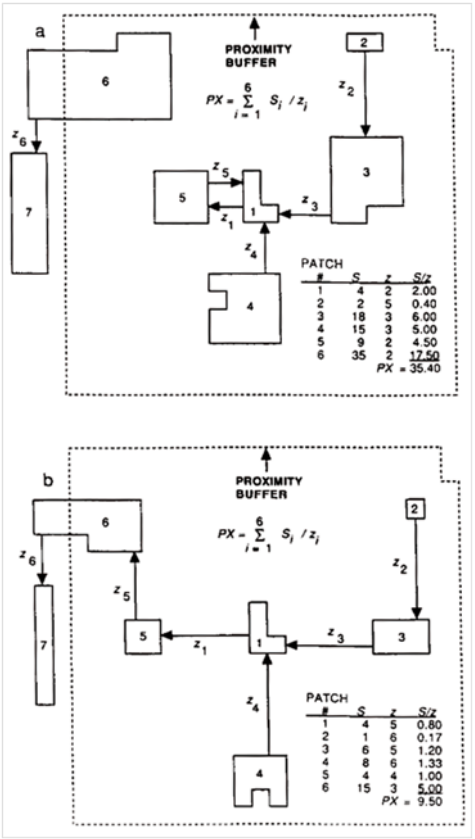
La connectivité est estimée à partir d'un index de proximité, calculé comme suit :

$$PROX = \sum_{g=1}^{n} \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

Où a_{ijs} = superficie (m^2) du patch $_{ijs}$ au sein d'un voisinage spécifié (m) du patch ij

h_{ijs} = distance (m) entre le patch $_{ijs}$ et le patch $_{ijs}$

Cet indice mesure la proximité entre éléments d'une même classe (Figure 7.22). PROX = 0 si un patch n'a pas de voisin de la même classe au sein d'un rayon de recherche spécifié. L'indice PROX augmente à mesure que la zone (définie par le rayon de recherche ici fixé à 200 m) est de plus en plus occupée par des patches de même classe et que ces patches deviennent plus contiguës (ou moins fragmentés) dans leur distribution (Gustafson et Parker, 1994). Les calculs sont effectués avec le logiciel Fragstats.



La zone de calcul est de 10 pixels à partir du bord du patch 1. Les patches 1-6 sont utilisés dans le calcul de l'index (PX) alors que le patch 7 ne l'est pas car il est en dehors de la zone de calcul. S_i est la superficie du patch $_i$ (en pixels), z_i est la distance au plus proche voisin du patch $_i$, ù $_i$ représente les patches 1-6. Le paysage (a) représente une configuration où les patches sont moins isolés avec une plus grande densité d'habitats boisés. Le paysage (b) représente une densité plus faible d'habitats boisés et une plus grande isolation des patches. Dans les deux cas, l'index est calculé uniquement sur le patch 1.

Figure 7.22 - Représentation schématique du calcul de l'index de proximité sur un patch boisé (patch 1) sur deux paysages ; *d'après Gustafson and Parker, 1994*

7.2.1.5.3. Rapport longueur de la zone humide sur longueur du contact zone humide-versant

Les indicateurs utilisant la longueur de la zone humide vis-à-vis de la longueur de son contact avec le versant ont été calculés à l'échelle des tronçons homogènes. Le contact entre la

zone humide et le versant a été déterminé à partir du masque des zones à dominante humide et validé sur le terrain.

7.2.1.5.4. Le type de linéaire en contact avec le versant

Ce descripteur est calculé à l'échelle des sites. Le type de limite est déterminé par requête SIG par croisement des limites de zones humides et des cartographies actuelles de l'occupation du sol et du réseau hydrographique. Une validation par photo-interprétation est effectuée à partir des orthophotoplans de 2009. Chaque polyligne s'est vu attribuer un score compris entre 0 (nulle) et 1 (très forte) en fonction du type de linéaire (Tableau 7.4). Puis la moyenne pondérée par longueur des polylignes a été appliquée à chaque site.

Tableau 7.4 - Intérêt du type de contact entre la zone humide et le versant pour une diffusion lente des transferts hydriques

TYPE DE CONTACT	EXEMPLE	INTÉRÊT	SCORE
Limite usage	Praire/culture	Faible	0,25
Limite physiographique	talus	Très fort	1
Limite physiographique	fossé ou route	Très faible	0
Limite floue	au sein d'une prairie	Moyen	0,5
Limite floue	au sein d'une culture	Fort	0,75

7.2.1.5.5. Présence/absence de grands fossés

Ce descripteur est calculé par requête SIG en croisant la cartographie des HGMU et celle du réseau hydrographique. Les HGMU qui sont traversées par un fossé de type 3 ou un canal ont un score de 1, les autres HGMU ont un score de 0.

7.2.1.5.6. Densité d'éléments surfaciques

Les densités de la végétation hydromorphe ont été calculées. Elles sont obtenues à partir de la surface totale occupée par les classes considérées divisée par l'aire de l'HGMU qui contient ces classes. Pour procéder au calcul des densités, les éléments paysagers ont été extraits par requêtes SIG.

7.2.1.5.7. Les micro-dépressions

Afin d'évaluer la fonction stockage de l'eau en période crue, un des indicateurs retenus est le volume potentiel de stockage au sein de la zone humide. Cet indicateur est calculé à partir du MNCE (voir CHAPITRE 4 : section 4.1.3.2). En l'état, il s'agit d'un indicateur statique qui présente deux limitations majeures. Premièrement, il n'intègre pas la circulation des écoulements d'eau au sein de la zone humide, qui est considérée ici comme une baignoire que l'on remplit et que l'on vide sans transferts dynamiques internes, ce qui ne représente que très partiellement le fonctionnement réel en période d'inondation. Deuxièmement, la capacité de stockage est estimée pour une hauteur d'eau donnée de 2,2 mètre pour la vallée du Couesnon et de 0,8 mètre pour ses tributaires. Or, en l'absence de courbe de tarage, cette valeur ne possède pas de signification

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

hydrologique dans le sens qu'il est impossible de lui attribuer une signification par exemple en termes de fréquence de retour.

Cependant, la prise en compte de ces deux limitations dans le calcul de l'intensité de la fonction nécessiterait le développement de méthodologies particulières (mesure de calibration *in situ*, modélisation d'écoulement interne à la plaine…) qui ne relèvent pas de ce travail de recherche. L'estimation des volumes à partir des données Lidar constitue une première évaluation des capacités de stockage et est la seule information actuellement disponible à l'échelle de tout le bassin versant.

7.2.1.5.8. L'indice topographique d'humidité

L'indice – CTI – (Compound Topographic Index) défini par Beven et Kirkby (1979) se calcule pour chaque pixel constituant l'aire étudiée comme suit :

$$CTI = \ln (a/TAN\beta)$$

Où a est l' « aire contributive » (nombre de pixels) c'est à dire la surface sur laquelle chaque goutte d'eau qui tombe ruissellera jusqu'au pixel en question ;

β est la pente moyenne du pixel en question (exprimée en degré).

Cet indice a été calculé à partir du MNT dérivé du LiDAR avec une résolution en *xy* de 2 m. Sur la zone d'étude, les valeurs calculées de CTI sont comprises entre 3 et 20 (les valeurs les plus élevées correspondant aux zones potentiellement les plus humides). La moyenne de l'indice a été calculée pour chaque HGMU.

7.2.1.5.9. La rugosité de la végétation

La rugosité de la végétation est estimée à partir des cartographies d'occupation du sol. Chaque polygone s'est vu attribuer un score compris entre 0 (nul) et 1 (fort) en fonction de sa classe d'appartenance (Tableau 7.5). Puis, la moyenne pondérée par la surface des polygones a été appliquée à chaque HGMU.

Tableau 7.5 - Intérêt et score de rugosité attribués en fonction de la classe d'occupation du sol

CLASSE D'OCCUPATION DU SOL	INTÉRÊT	SCORE
Prairies gérées	Faible	0
Terres arables	Faible	0
Strates arborées	Fort	1
Friches ligneuses	Fort	1
Friches herbacées	Moyen	0,5
Surfaces artificialisées	Faible	0
Surfaces en eau	Faible	0

7.2.1.5.10. La transpiration de la végétation

La transpiration de la végétation est estimée à partir des cartographies d'occupation du sol. Chaque polygone s'est vu attribuer un score compris entre 0 (Faible) et 1 (Fort) en fonction

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

de sa classe d'appartenance (Tableau 7.6). Puis la moyenne pondérée par la surface des polygones a été appliquée à chaque HGMU. Les surfaces en eau ont une transpiration liée à la végétation faible mais présentent tout de même une évaporation élevée.

Tableau 7.6 - Intérêt et score de transpiration attribués en fonction de la classe d'occupation du sol

CLASSE D'OCCUPATION DU SOL	INTÉRÊT	SCORE
Strate arborée	Fort	1
Strate arbustive	Moyen	0,5
Strate herbacée	Faible	0
Terres arables	Moyen	0,5
Surfaces artificialisées	Faible	0
Surfaces en eau	Faible	0

7.2.1.5.11. L'irrigation

L'irrigation est estimée à partir des cartographies d'occupation du sol. Chaque polygone appartenant à la classe « Terres arables » s'est vu attribuer un score de 1 (Fort). Les autres polygones se sont vus attribuer un score de 0 (Tableau 7.7). Puis la moyenne pondérée par la surface des polygones a été appliquée à chaque HGMU.

Tableau 7.7 - Intérêt et score de d'irrigation attribués en fonction de la classe d'occupation du sol

CLASSE D'OCCUPATION DU SOL	INTÉRÊT	SCORE
Terres arables	Fort	1
Autres	Nul	0

7.2.1.5.12. Rapport entre l'aire de la zone humide et l'aire de la zone contributive

Cet indice est calculé par site. L'aire contributive de chaque site est déterminée par SIG à partir du MNT.

7.2.1.5.13. Le mode de gestion des prairies

Le mode de gestion des prairies est déterminé à partir de la photo-interprétation de l'orthophotoplan IRC. L'intérêt du mode de gestion vis-à-vis de la dénitrification est présenté Tableau 7.8. La moyenne pondérée par la surface des polygones a été appliquée à chaque HGMU.

Tableau 7.8 - Intérêt et score du mode de gestion des prairies

CLASSE D'OCCUPATION DU SOL	INTÉRÊT	SCORE
Prairie pâturée	Moyen	0,5
Prairie pâturée/fauchée	Très fort	1

7.2.1.5.14. L'indicateur de productivité nette

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

La productivité nette ou biomasse chlorophyllienne peut être évaluée à partir d'images de télédétection en calculant des indices de végétation (le plus souvent des opérations arithmétiques entre les bandes spectrales), qui permettent d'établir une relation empirique montrant une corrélation élevée entre les valeurs des indices et la biomasse verte mesurée sur le terrain.

Cet indicateur a été évalué ici à travers le NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index,* calculé avec les bandes du rouge (R) et du proche infra rouge (PIR) d'une **image KOMPSAT-2** du 28 septembre 2008.

$$NDVI = (PIR-R)/(PIR+R)$$

Plus la valeur du NDVI, qui varie de -1 à +1, est élevée, plus la quantité de matière azotée assimilée par la végétation est importante.

7.2.1.5.15. Composition et configuration des éléments surfaciques

La composition paysagère a été définie à travers un indice de composition du paysage, le *Patch Richness Density* (PRD), calculé à partir de la couche d'occupation des sols*:*

$$PRD = \frac{m}{A}(10{,}000)(100)$$

Le PRD égale le nombre de type de taches (ou classes) différents présent dans une fenêtre de paysage donnée (m) divisée par la superficie totale du paysage en m² (A), multipliée par 10 000 et 100 (pour convertir en 100 ha). L'unité est donc le nombre par 100 ha. PRD est strictement supérieur à 0, sans limite supérieure. Une plus grande diversité de l'occupation des sols se traduit par des valeurs d'indice élevées.

Le PRD a été calculé avec le logiciel fragstats pour des fenêtres de 200 m de diamètre sur l'enveloppe des zones à dominante humide à laquelle s'ajoute un buffer de 150 m. Ensuite, la valeur moyenne de l'indice a été calculée par HGMU.

La configuration paysagère a été définie à travers un indice de configuration du paysage, le *SHannon's Diversity Index (SHDI)*, calculé à partir de la couche d'occupation des sols*:*

$$SHDI = -\sum_{i=1}^{m}(P_i * \ln P_i)$$

Où P_i = proportion du paysage occupé par un type de classe i

Le SHDI exprime la diversité du paysage. Un SHDI égal à 0 signifie que le paysage ne contient qu'une tache (diversité nulle). Il croît au fur et à mesure que le nombre de types de classes d'occupation du sol augmente et/ou que la distribution proportionnelle de l'aire occupée par ces types de classes devient plus équitable. Le SHDI est supérieur ou égal à 0, sans limite supérieure. Le SHDI a été calculé avec le logiciel Fragstats. Différents tests ont été effectués en faisant varier la taille de la fenêtre d'analyse utilisée pour calculer les indices paysagers, entre 25 et 800 mètres. La moyenne de l'indice calculée sur une zone test évolue peu à partir d'une fenêtre d'analyse de 200 mètres (Figure 7.23). Cette valeur a été retenue pour calculer les indices PX, PRD et SHDI. Ensuite, la valeur moyenne de l'indice a été calculée par HGMU.

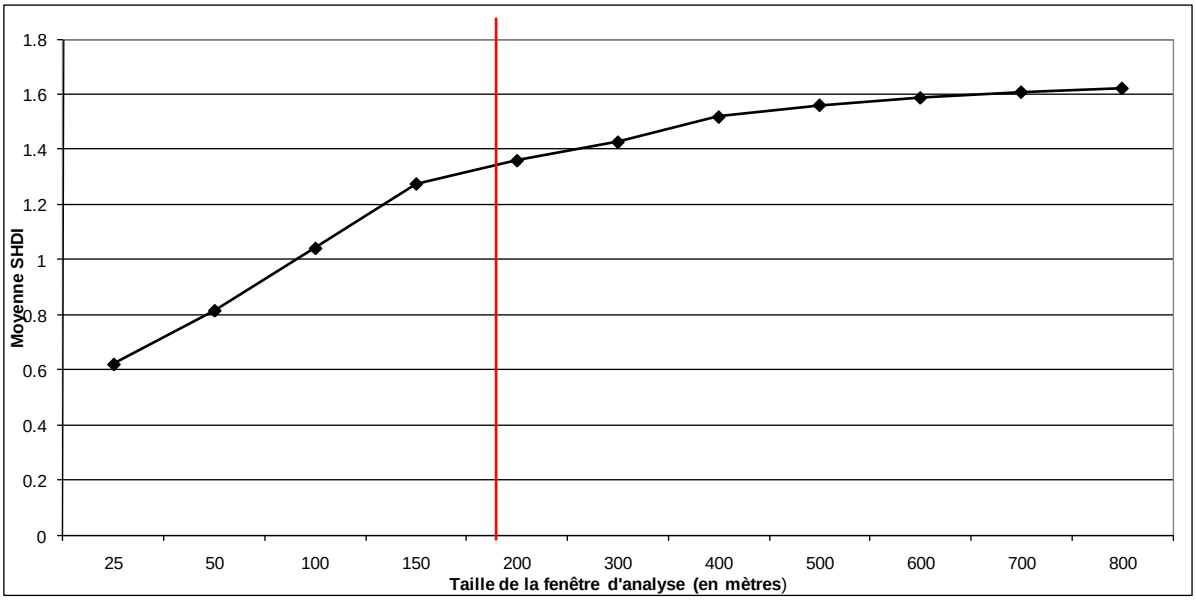


Figure 7.23 - Variation de la valeur moyenne de l'indice de Shannon en fonction de la taille de la fenêtre d'analyse

7.2.1.5.16. La durée d'inondation

La durée d'inondation est obtenue à partir d'une série d'images Radar acquises pendant un an tout les 24 jours (Marechal *et al.*, 2012). Pour la fonction habitat, nous avons pris en compte la durée d'inondation en période printanière, c'est-à-dire entre les mois de mars à juin.

Les définitions des indicateurs élémentaires linéaires sont présentées dans le Tableau 7.9.

Tableau 7.9 - Les indicateurs fonctionnels élémentaires de type linéaire

INDICATEUR ÉLÉMENTAIRE LINÉAIRE	DÉFINITION (UNITÉ)
Présence/absence de grands fossés	Carte binaire (0, 1) des HGMU
Densité du réseau de drainage	Longueur totale du réseau de drainage / superficie de l'HGMU (m/m²)
Densité des petits fossés à écoulement temporaire hors bord de routes	Longueur totale des petits fossés à écoulement temporaire hors bord de routes / superficie de l'HGMU (m/m²)
Densité des grands drains et des fossés de bord de routes	Longueur totale des grands drains et des fossés de bord de routes/ superficie de l'HGMU (m/m²)
Rapport longueur de la zone humide/longueur de contact versant	Longueur de la zone humide/longueur de contact entre la zone humide et le versant
Longueur de contact entre la zone humide et le versant par type de linéaire	Intérêt du type de contact entre la zone humide et le versant pour une diffusion lente des transferts hydriques. Valeurs comprises entre 0 (très faible) et 1 (très fort)
Densité des éléments boisés	Superficie des éléments boisés/Superficie de l'HGMU (m/m²)
Densité des routes	Superficie des routes/Superficie de l'HGMU (m/m²)
Connectivité des éléments boisés	Indice de proximité
Connectivité des routes	Indice de proximité

Les définitions des indicateurs élémentaires surfaciques sont présentées dans le Tableau 7.10.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 7.10 - Les indicateurs fonctionnels élémentaires de type surfacique

INDICATEUR ÉLÉMENTAIRE SURFACIQUE	DÉFINITION (*UNITÉ*)
La micro topographie	Volume de stockage en eau potentiel par HGMU (m^3)
Rapport entre l'aire de la zone humide et l'aire de la zone contributive	Superficie du site/Superficie de la zone contributive
L'indice topographique d'humidité	Moyenne de l'indice sur l'HGMU
Rugosité de la végétation	Intérêt moyen par HGMU de la rugosité de la végétation vis-à-vis de l'écrêtage de crue
Densité des surfaces en eau et des systèmes humides de bas fonds.	Superficie totale des surfaces en eau et systèmes humides de bas fonds / superficie de l'HGMU
Transpiration de la végétation	Intérêt moyen par HGMU de la transpiration de la végétation vis-à-vis du soutien aux étiages
Irrigation	Irrigation moyenne par HGMU
Densité de la végétation de type hydromorphe avéré	Superficie totale de la végétation de type hydromorphe / Superficie HGMU
Indicateur de productivité nette	Moyenne de l'indice NDVI par HGMU
Mode de gestion des prairies	Intérêt moyen par HGMU du mode de gestion des prairies vis-à-vis de la dénitrification
Composition de l'occupation du sol et des types de végétation	Indice Patch Richness Density
Configuration de l'occupation du sol et des types de végétation	Indice de Shannon
Durée d'inondation	Nombre de mois d'inondation

7.2.1.6. Application à la fonction écrêtage de crue

Le processus fonctionnel évalué ici est l'écrêtage de crue, c'est-à-dire la réduction du débit des cours d'eau par une décharge et un maintien de volume d'eau dans la zone humide. Les descripteurs et indicateurs fonctionnels pris en compte pour l'évaluation de la fonction « Écrêtage de crue » sont indiqués dans le Tableau 7.11. Cette fonction est évaluée par le croisement de trois indicateurs fonctionnels : le « Volume de stockage potentiel », « l'hydrodynamique interne » et « le contrôle anthropique des niveaux d'eau ». Le « volume de stockage potentiel » correspond au volume d'eau qui peut être stocké lors d'un épisode de crue. Cet indicateur est estimé à partir de deux descripteurs : les « » et le « rapport entre la superficie de l'aire contributive par rapport à celle du site ». La standardisation du descripteur « micro-dépressions » est de type linéaire et croissante. En effet, plus la quantité d'eau pouvant être stockée est importante, plus l'intérêt pour la fonction « Écrêtage de crue » augmente. Les seuils minimal et maximal ont été respectivement fixés à 0 et 2000 m^3. La standardisation du descripteur « rapport entre la superficie de l'aire contributive par rapport à celle du site » est de type linéaire décroissante. Plus la valeur du ratio augmente, plus la quantité d'eau potentielle en provenance de l'aire contributive du site diminue. Les seuils minimal et maximal ont été respectivement fixés à 0 et 1. L'indicateur fonctionnel « Hydrodynamique interne » a été obtenu par le croisement de quatre descripteurs : « l'indice

CTI », « la présence/absence de grand fossé », « Rugosité de la végétation » et « Densité des surfaces en eau et des systèmes humides de bas-fonds ». Ces quatre descripteurs ont été standardisés de façon linéaire croissante. Les seuils minimal et maximal de « l'indice CTI » ont été fixés respectivement à 3 et 20. Ces valeurs correspondent aux valeurs minimales et maximales observées sur la ZAA et le bassin versant de la Lizonne. Des informations sur l'infiltration aurait été pertinente pour affiner l'évaluation de cet indicateur mais cette information n'est à l'heure actuelle pas encore modélisable à l'échelle d'un bassin versant. Le dernier indicateur fonctionnel « Contrôle anthropique des niveaux d'eau » est directement dérivé de la fréquence d'inondation sur un an. Ce descripteur est standardisé par une approche linéaire croissante. Une fréquence d'inondation élevée signifie que l'eau de crue peu être retenue dans la zone humide par un ouvrage hydraulique. Les seuils ont été fixés à 0 et 12 qui correspondent aux fréquences d'inondation mensuelle minimale et maximale sur une année.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 7.11 - Indicateurs utilisés pour évaluer la fonction écrêtage de crue

FONCTION	INDICATEUR FONCTIONNEL	DESCRIPTEUR	ÉCHELLE ÉVALUATION	STANDARDISATION	TYPE	A	D
Écrêtage de crue	Volume stockage potentiel	Micro-dépression	HGMU	linéaire	croissante	0	2000
		Aire Contributive de la zone humide (CA)/Aire site (AA)	AA	linéaire	décroissante	0	1
	Hydrodynamique interne	Indice CTI	HGMU	linéaire	croissante	3	20
		Présence/Absence grand fosse	HGMU	linéaire	croissante	0	1
		Rugosité végétation	HGMU	linéaire	croissante	0	1
		Densités Surfaces en eau, et systèmes humides de bas-fonds (Friches humides, prairies humides)	HGMU	linéaire	croissante	0	1
	Contrôle anthropique des niveaux d'eau	Fréquence d'inondation sur un an	HGMU	linéaire	croissante	0	12

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

7.2.1.7. Application à la fonction soutien aux étiages

La fonction « Soutien aux étiages » entend ici la restauration progressive par la zone humide d'une partie des volumes d'eau vers le cours d'eau en période d'étiage. Les descripteurs et indicateurs fonctionnels pris en compte pour l'évaluation de la fonction « Soutien aux étiages » sont indiqués dans le Tableau 7.12. Cette fonction est évaluée par le croisement de trois indicateurs fonctionnels : « Volume de stockage potentiel », « Hydrodynamique interne » et le « Contrôle anthropique des niveaux d'eau ». Les détails de l'élaboration de l'indicateur « Volume de stockage potentiel » sont précisés à la section 7.2.1.6. Application à la fonction écrêtage de crue. L'indicateur « Hydrodynamique interne » est obtenu par croisement de quatre descripteurs : « Densité du réseau de drainage », « Densité des surfaces en eau et des systèmes humides de bas-fonds », « Transpiration de la végétation » et « Irrigation ». Le descripteur « Densité du réseau de drainage » est standardisé de façon linéaire décroissante. Plus la densité est dense, plus l'eau est évacuée rapidement. Le seuil maximal a été fixé à 0,05 et correspond à la densité maximale de réseau de drainage observée sur le marais d'Aucey. Le second descripteur « Densité des surfaces en eau et des systèmes humides de bas-fonds » est standardisée de façon linéaire et croissante : plus la densité est forte, plus l'eau est potentiellement retenue dans la zone humide. Les deux derniers descripteurs « Transpiration de la végétation » et « Irrigation » sont standardisée de façon décroissante. En effet leur augmentation contribue à la perte des quantités d'eau. Le dernier indicateur « Contrôle anthropique des niveaux d'eau » est dérivé de la fréquence mensuelle d'inondation sur une année. Contrairement à la fonction « Écrêtage de crue », ce descripteur est ici standardisé de façon linéaire décroissante. En effet, les quantités d'eau maintenues dans la zone humide ne sont pas ou peu restituées au cours d'eau.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 7.12 - Indicateurs utilisés pour évaluer la fonction soutien aux étiages

FONCTION	INDICATEUR FONCTIONNEL	DESCRIPTEUR	ÉCHELLE ÉVALUATION	STANDARDISATION	TYPE	A	D
Soutien étiage	Volume de stockage potentiel	Micro-dépression	HGMU	linéaire	croissante	0	2000
		Aire Contributive de la zone humide (CA)/Aire site (AA)	AA	linéaire	décroissante	0	1
	Hydrodynamique interne	Densité réseau de drainage	HGMU	linéaire	décroissante	0	0.05
		Densité des surfaces en eau et systèmes humides de bas-fonds (Friches humides, prairies humides)	HGMU	linéaire	croissante	0	1
		Infiltration (pas pris en compte)	HGMU	linéaire	décroissante		
		Transpiration de la végétation	HGMU	linéaire	décroissante	0	1
		Irrigation	HGMU	linéaire	décroissante	0	1
	Contrôle anthropique des niveaux d'eau	Fréquence d'inondation sur un an	HGMU	linéaire	décroissante	0	12

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

7.2.1.8. Application à la fonction dénitrification

Le terme de « Dénitrification potentielle » sous entend la réaction biochimique de transformation des nitrates en azote par les bactéries. Les descripteurs et indicateurs fonctionnels pris en compte pour l'évaluation de la fonction sont indiqués dans le Tableau 7.13. Cette fonction est évaluée à partir de six indicateurs : « Densité d'éléments linéaires », « Rapport longueur de la zone humide/longueur de contact avec le versant », « Type de linéaire en contact avec le versant », « Hydromorphie des sols », « Indicateur de productivité nette » et « Mode de gestion des prairies ». L'indicateur « Densité d'éléments linéaires » est obtenu par l'association de deux descripteurs : « Densité des petits fossés hors bord de route » et « Densité des grands fossés et petits fossés de bord de route ». Le premier descripteur est standardisé de façon croissante alors que le second l'est de façon décroissante. En effet, la dénitrification est la plus efficace dans la zone d'interface aérobie/anaérobie. La présence de fossé non entretenus avec la présence d'eau stagnante favorise le processus de dénitrification. A l'inverse, les grands fossés et les fossés de bord de route favorise un écoulement rapide, réduisant ainsi le processus de dénitrification. Les seuils minimal et maximal correspondent aux densités de fossés minimales et maximales observées sur la ZAA. Le second indicateur fonctionnel « Rapport longueur de la zone humide/longueur de contact avec le versant » est obtenu avec le descripteur du même nom. Une standardisation linéaire décroissante lui est appliquée. Le seuil minimal de 0,1 correspond à un type de contact fortement indenté. A l'inverse, le seuil maximal de 0,5 correspond à un type de contact lisse entre la zone humide et le versant. Ce descripteur est exprimé non pas par HGMU mais par tronçon. Un tronçon étant un secteur compris entre deux embranchements de la zone humide. Le troisième indicateur est le « Type de linéaire en contact avec le versant ». Celui-ci est également obtenu par un descripteur du même nom, standardisé de façon linéaire et croissante. Ce descripteur est exprimé par site (AA). Le quatrième indicateur est « Hydromorphie des sols » obtenu de façon indirect et *a minima* par la « Densité des peupleraies » et la « Densité des friches humides ». Ces deux descripteurs sont standardisés de façon linéaire et croissante car une forte hydromorphie des sols favorise la dénitrification. Le cinquième indicateur est l'« indicateur de productivité nette » dérivée du NDVI d'une image satellite, ici KOMPSAT-2. Ce descripteur est standardisé de façon linéaire et croissante : plus le NDVI augmente, plus la productivité chlorophyllienne est importante et plus l'assimilation de matière azotée par les plantes augmente. Le seuil minimal de 0 correspond à une valeur de NDVI associée à un sol nu alors que le seuil maximal de 0,7 correspond à une valeur de NDVI associée à une forte activité chlorophyllienne. Le dernier indicateur pris en compte est le « Mode de gestion des prairies » obtenu à partir du descripteur du même nom, standardisé de façon linéaire croissante.

Tableau 7.13 Indicateurs utilisés pour évaluer **la fonction dénitrification**

Fonction	Indicateur fonctionnel	Descripteur	Échelle évaluation	Standardisation	Type	a	d
Dénitrification potentielle	Densité d'éléments linéaires	Densité des petits fossés hors bord de route	HGMU	linéaire	croissante	0	0.05
		Densité des grands fossés et des fossés de bords de route	HGMU	linéaire	Décroissante	0	0.05
	Rapport longueur de la zone humide/longueur de contact versant	Rapport longueur de la zone humide /longueur de contact versant	ZDH tronçon	linéaire	Décroissante	0.1	0.5
	Type de linéaire en contact avec le versant	Longueur de contact entre la zone humide et le versant par type de linéaire	AA	linéaire	croissante	0	1
	Hydromorphie des sols (Indicateur indirect et a minima)	Densité des peupleraies	HGMU	linéaire	croissante	0	1
		Densité des friches humides	HGMU	linéaire	croissante	0	1
	Indicateur de productivité nette	NDVI	HGMU	linéaire	croissante	0	0.7
	Mode de gestion des prairies	Mode de gestion des prairies	HGMU	linéaire	croissante	0	12

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

7.2.1.9. Application à la fonction habitat

La notion « d'habitat » développée ici renvoie à deux définitions : la première concerne la directive habitat qui associe un caractère géomorphologique avec un caractère de végétation ; la seconde traite de l'habitat d'espèce qui est le lieu de vie et de reproduction à dimension variable selon les saisons. La fonction « Habitat potentiel » sans prise en compte de l'indicateur « « Durée d'inondation printanière » renvoie à la première définition. En revanche, la fonction évaluée ici renvoie à la notion d'habitat d'espèce des milieux humides. Les descripteurs et indicateurs fonctionnels pris en compte pour l'évaluation de la fonction « Habitat potentiel » sont indiqués dans le Tableau 7.14. Cette fonction est évaluée à partir de la combinaison de cinq indicateurs fonctionnels qui sont : la « Densité des éléments linéaires », la « Connectivité des éléments linéaires », la « Composition de l'occupation du sol », la « Configuration de l'occupation du sol » et la « Durée d'inondation printanière ». Dans le cas de l'évaluation des potentialités d'habitat pour les oiseaux d'eau, une pondération de 6 a été appliquée à l'indicateur « Durée d'inondation printanière ». Une pondération de 1 serait justifiée pour, par exemple, l'évaluation des potentialités d'habitat des mammifères. Les notions de trames vertes et bleues sont abordées à travers les deux premiers indicateurs fonctionnels. L'indicateur « Densité d'éléments linéaires » est obtenu par croisement de quatre descripteurs que sont : la « Densité des cours d'eau et grands fossés », la « Densité des fossés à écoulement temporaire », la « Densité des éléments boisés », la « Densité des routes et voies ferrées ». Tous ces descripteurs ont été standardisés de façon linéaire et croissante à l'exception de la « Densité des routes et voies ferrées » qui l'a été de façon décroissante. Le second indicateur est la « Connectivité des éléments linéaires » obtenus à partir du croisement de deux descripteurs que sont la « Connectivité des éléments boisés » et la « Connectivité des routes et voies ferrées ». Le premier descripteur est standardisé de façon linéaire et croissante alors que le second l'est de façon décroissante. En effet, la « Connectivité des éléments boisés » favorise les déplacements d'espèces animales alors que la « Connectivité des routes et voies ferrées » créée un effet barrière. Le troisième indicateur est la « Composition de l'occupation du sol » dérivé de l'indice « Patch Richness Density ». Le quatrième indicateur est la « Configuration de l'occupation du sol » obtenu à partir de l'indice de diversité Shannon. Ces deux descripteurs sont standardisés de façon linéaire et croissante : plus la les indices PRD et de Shannon sont élevés, plus le potentiel de la fonction « Habitat » augmente. Enfin, le cinquième et dernier indicateur est la « Durée d'inondation printanière », c'est-à-dire entre les mois de février et juin. La durée d'inondation à cette période favorise le nichage des oiseaux d'eau mais aussi la reproduction du brochet. Les seuils minimal et maximal indiqués pour chaque descripteur ont été définis par rapport aux observations obtenues sur la ZAA et le bassin versant de la Lizonne.

Tableau 7.14 - Indicateurs utilisés pour évaluer la fonction habitat

FONCTION	INDICATEUR FONCTIONNEL	DESCRIPTEUR	ÉCHELLE D'ÉVALUATION	STANDARDISATION	TYPE	A	D
Habitat	Densité des éléments linéaires	Densité cours d'eau et grands fossés	HGMU	linéaire	croissante	0	0.05
		Densité fossés à écoulement temporaire	HGMU	linéaire	croissante	0	0.05
		Densité éléments boisés	HGMU	linéaire	croissante	0	0.1
		Densité routes et voies ferrées	HGMU	linéaire	décroissante	0	0.15
	Connectivité des éléments linéaires	Indice de connectivité des éléments boisés	HGMU	linéaire	croissante	0	40
		Indice de connectivité routes et voies ferrées	HGMU	linéaire	décroissante	0	300
	Composition de l'occupation du sol	Indice PRD	HGMU	linéaire	croissante	0	250
	Configuration de l'occupation du sol	Indice de diversité de Shannon	HGMU	linéaire	croissante	0	2
	Durée d'inondation printanière	Durée d'inondation printanière	HGMU	linéaire	croissante	0	5

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

7.2.1.10. Validation

La validation des cartes d'évaluation des fonctions potentielles à partir de mesures terrains est délicate. En effet, l'intensité d'un processus varie dans le temps, ce qui nécessite la mise en place d'un protocole de terrain lourd avec un pas de temps court et sur plusieurs années. De telles expérimentations ont été effectuées dans le cadre des programmes de recherches européens FAEWE, PROTOWET et EVALUWET (Maltby *et al.*, 1996; Maltby et Barker, 2009). Les résultats de ces expérimentations ont permis de développer la procédure FAP. Aucun protocole de ce type n'a été effectué sur la ZAA. La fonction habitat potentiel peut, en partie, être validée avec des relevés ponctuels d'amphibiens effectués à cinq reprises sur le marais de Sougéal entre 2007 et 2008 (Bellanger, 2010). La procédure FAP a été appliquée sur les bas marais du Couesnon (Meneau, 2011). Cependant, il n'apparaît pas pertinent de valider les résultats d'évaluation fonctionnelle présentés dans cette thèse avec les résultats issus de la procédure FAP. En effet, ces derniers ne sont pas directement spatialisés. De plus, les processus évalués par les deux méthodes ne sont pas identiques. Cependant, le croisement de ces deux méthodes permet de montrer l'apport des données de télédétection à l'application de la procédure FAP.

S'il n'est pas possible de valider statistiquement les résultats de l'évaluation fonctionnelle, il convient de rappeler que celle-ci est fondée sur des conclusions de travaux scientifiques menés sur les fonctions des zones humides, sur la procédure FAP – qui est l'aboutissement de quinze années de recherches de plusieurs équipes européennes - et sur des remarques « à dire d'expert ».

7.2.2. Résultats

Les résultats d'évaluation des fonctions potentielles des zones humides sont présentés sous forme statistique (Figure 7.24) et cartographique (Figure 7.25 et Figure 7.26) ce qui permet de mettre en évidence les disparités spatiales au sein d'un même site. Pour la fonction écrêtage de crue, la majorité des zones humides (56,3 %) ont un intérêt moyen et 35 % ont un intérêt fort à très fort. Seulement 8,6 % des zones humides ont un intérêt faible vis-à-vis cette fonction. La carte (Figure 7.25, haut) met en évidence un potentiel élevé sur le marais de Sougéal, du Mesnil mais aussi sur les marais d'Aucey et sur la partie avale des tributaires. Cependant, au sein des secteurs précédemment cités, certaines HGMU correspondant parfois à des bourrelets, ont un potentiel d'écrêtage de crue plus faible. Le potentiel de soutien à l'étiage est globalement élevé sur l'ensemble des zones humides de la ZAA avec 94 % de la superficie des zones humides qui a un intérêt fort à très fort. Cependant, quelques HGMU présentent un intérêt plus faible, en particulier sur le nord du marais du Mesnil (Figure 7.25, bas). Le potentiel de dénitrification est globalement moyen à faible sur l'ensemble des zones humides, plus de la moitié de la superficie des zones humides (54,8 %) ayant un intérêt faible à très faible. Aucun secteur ne présente un intérêt fort et 45,2 % ont un intérêt moyen. Le potentiel d'habitat pour les espèces des milieux humides est essentiellement moyen (85,5 %). Il est cependant fort sur les marais du Mesnil et de Sougéal, régulièrement inondé durant la période printanière et reconnus d'intérêt patrimoniale. D'autres secteurs sur les tributaires (secteur de La Touche) semblent présenter un intérêt fort pour cette fonction bien qu'ils soient moins suivis par les naturalistes (Figure 7.26, bas).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

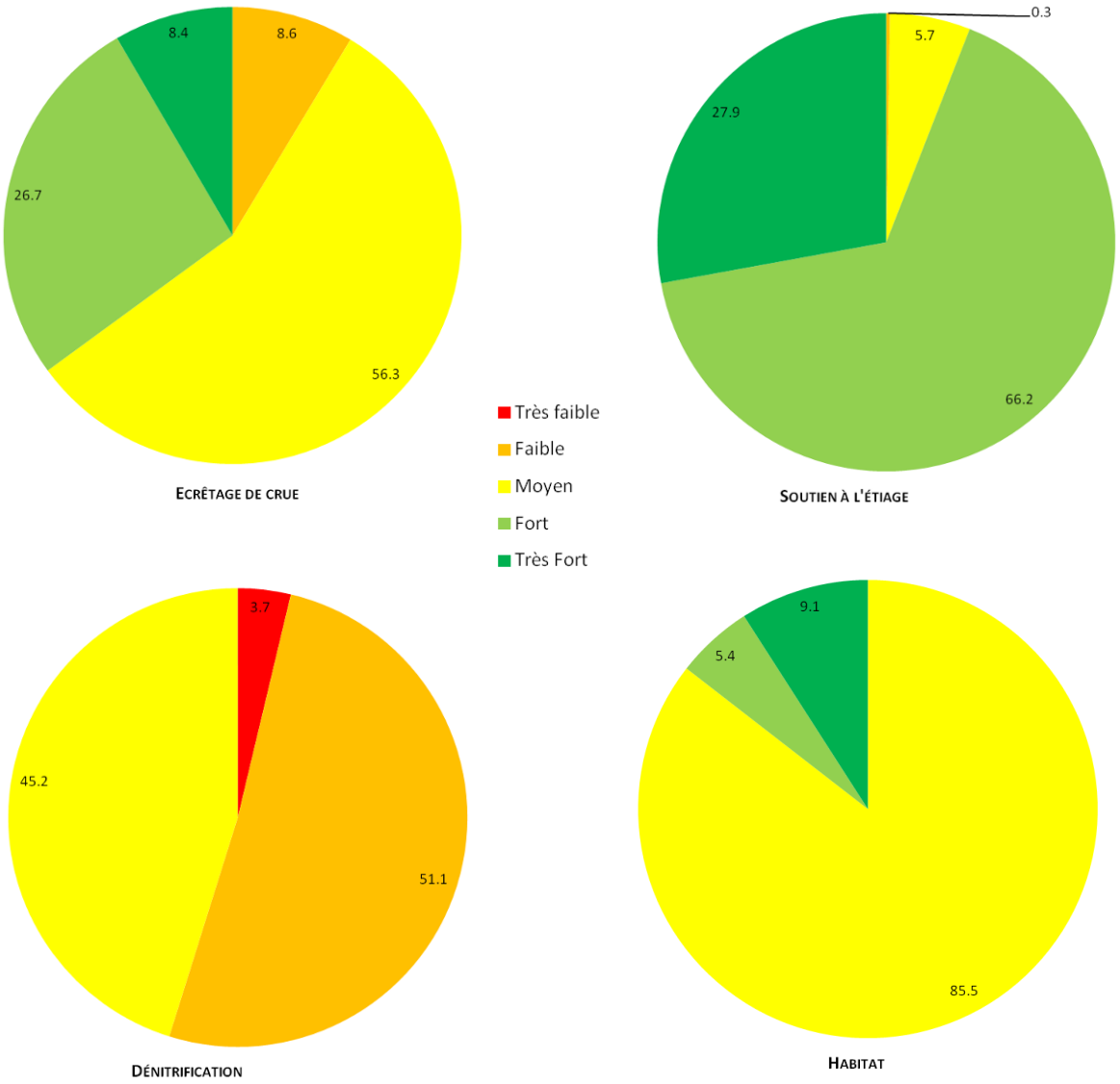


Figure 7.24 – Répartition des classes d'intérêt fonctionnel des zones humides de la ZAA en 2010 (en % de la superficie totale)

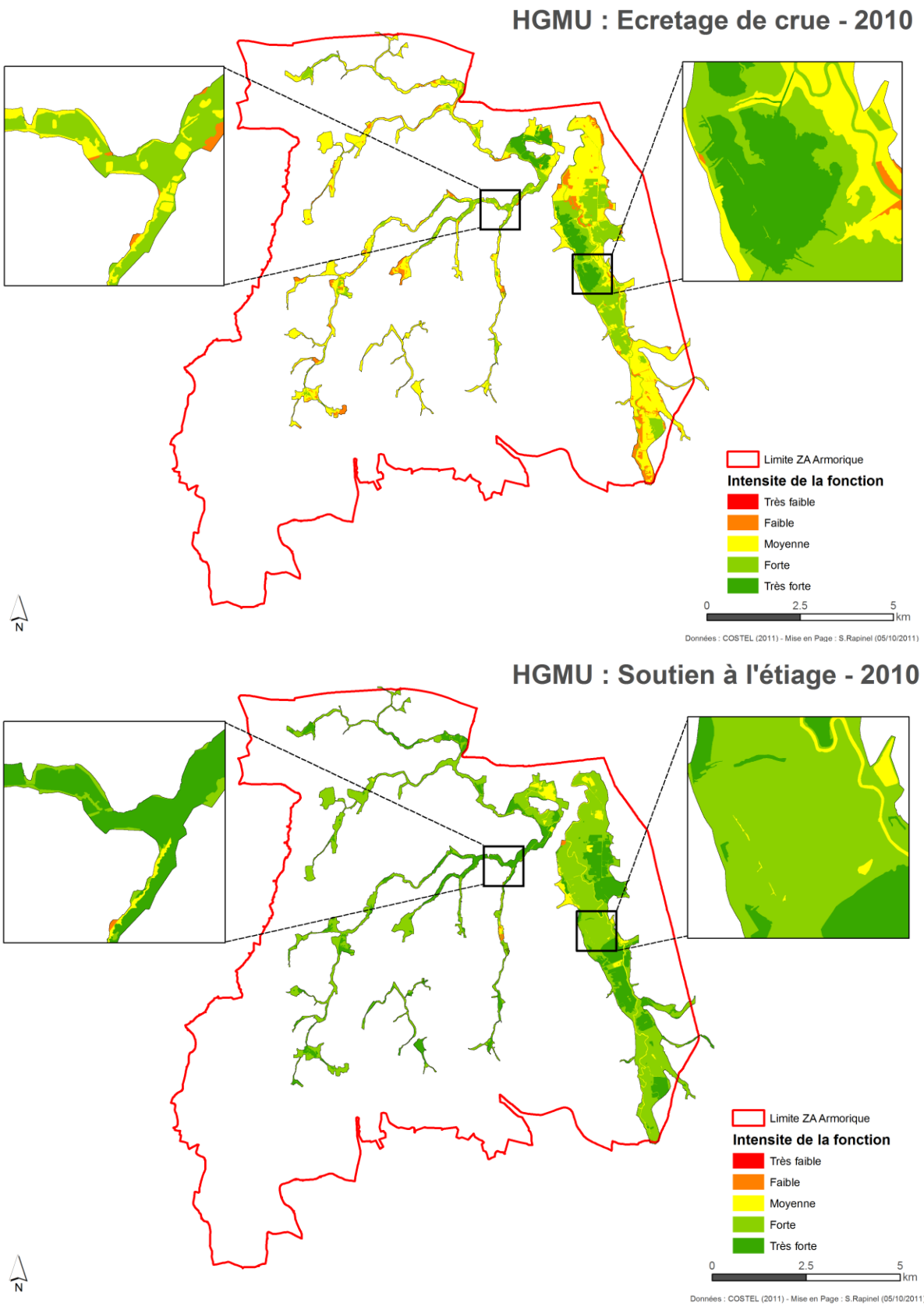


Figure 7.25 – Cartes des fonctions potentielles des zones humides de la ZAA pour l'écrêtage de crue (haut) et le soutien aux étiages (bas).

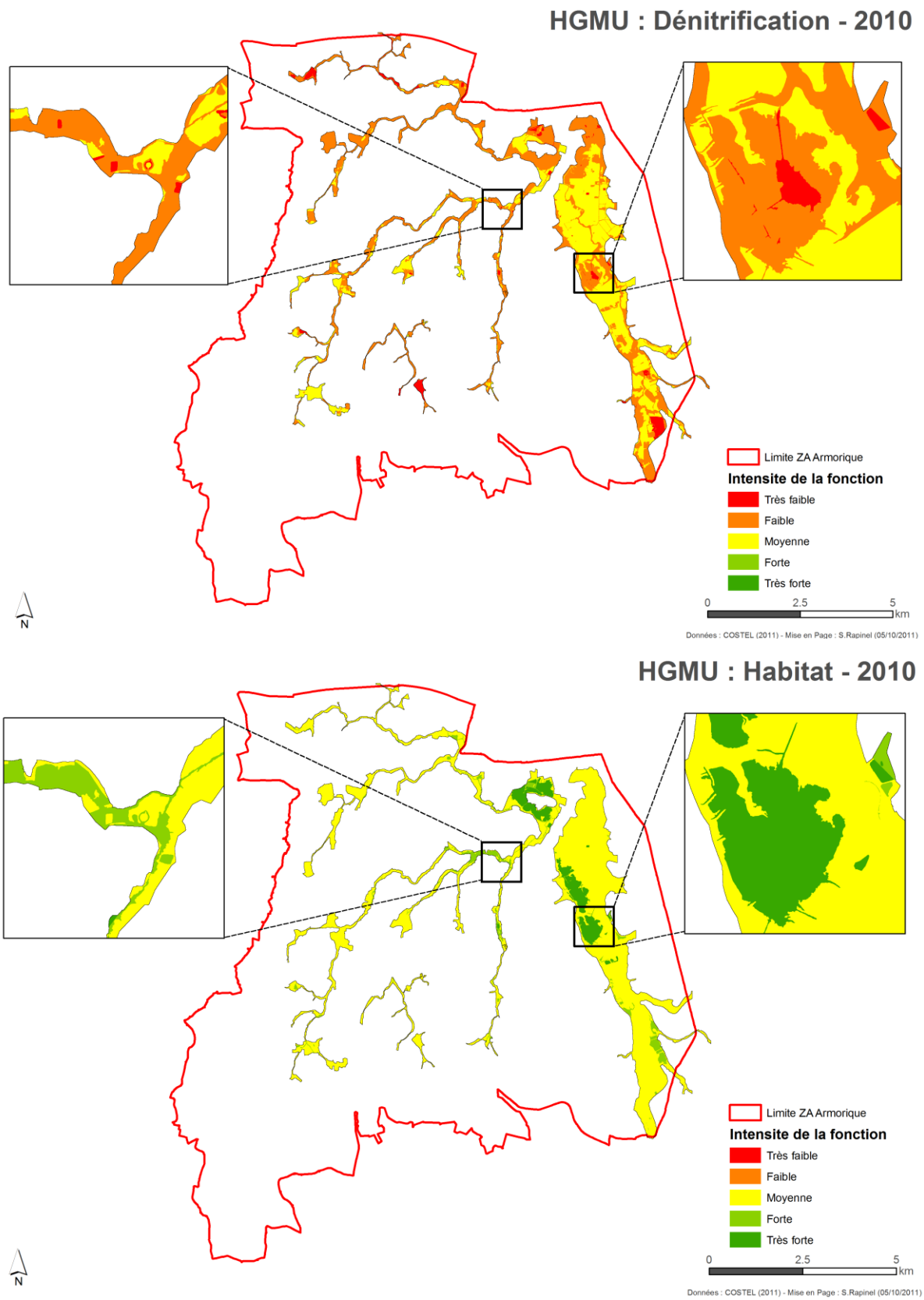


Figure 7.26 - Cartes des fonctions potentielles des zones humides de la ZAA pour la dénitrification (haut) et l'habitat lié aux espèces d'eau (bas).

La comparaison entre la carte des potentialités de la fonction habitat humide semble être en partie validée par la carte de relevés de batraciens sur le marais de Sougéal (Figure 7.27). En effet, ces relevés sont localisés sur des secteurs où l'intensité de la fonction habitat est très forte. Elle permet également de mettre en évidence d'autres secteurs potentiellement intéressants et moins connus des naturalistes et qui mériteraient des investigations complémentaires. Par exemple, certaines zones humides tributaires, au niveau de Pleine Fougères, présentent un intérêt fort pour la fonction habitat. Des relevés floristiques et faunistiques dans ces secteurs pourraient mettre en évidence des espèces végétales ou animales remarquables qui pourraient justifier de mesures de gestion particulière. De plus, la carte d'habitat permet de mettre en évidence la connectivité ou à l'inverse le fractionnement de zones de fort intérêt écologique.

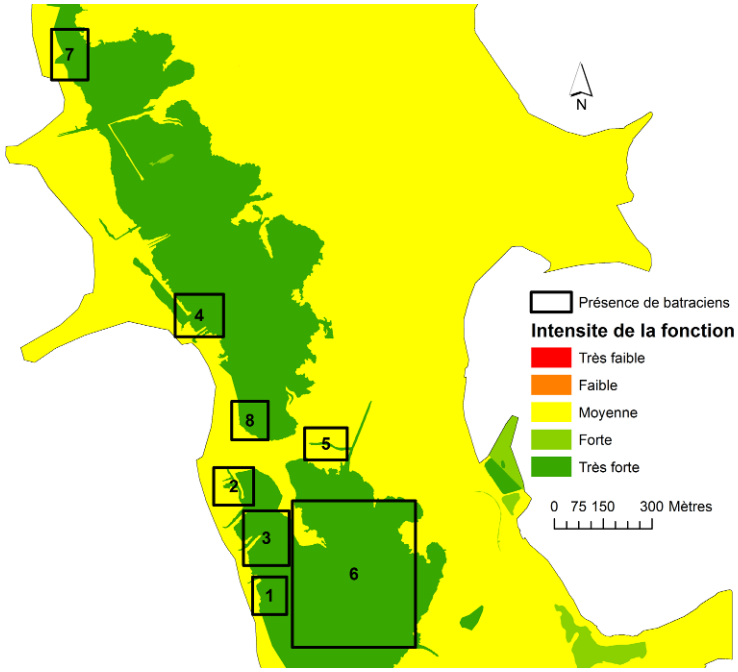


Figure 7.27 – Relation entre la présence de batraciens et l'intensité potentielle de la fonction habitat sur le marais de Sougéal.

7.2.3. Discussion

– Une approche modulable et robuste

Dans le cadre de ces travaux, l'évaluation fonctionnelle a été menée à l'échelle des HGMU au 1/25 000ème. Cela nécessite l'utilisation de données à la même échelle ou plus précises encore. Les couches d'occupation du sol, du réseau hydrographique et de la microtopographie, dérivées des données LiDAR et optiques, présentent des nomenclatures détaillées et une échelle fine permettant d'élaborer plusieurs descripteurs des fonctions potentielles des zones humides. Ces couches d'informations sont dérivées de données de télédétection variées, provenant de capteurs récents et souvent onéreuses (LiDAR, RADAR, optique THRS). En effet, la ZAA est un lieu de recherches pluridisciplinaires bien couvert par les données de télédétection qui sont analysées pour plusieurs thématiques. Cependant, les données nécessaires à l'évaluation fonctionnelle dépendent de l'objectif souhaité. Ainsi, une évaluation des fonctions hydrologiques nécessite de spatialiser le réseau hydrographique, la microtopographie à l'aide de données LiDAR. En revanche, ces informations sont d'une importance moindre pour l'évaluation des fonctions écologiques et biogéochimiques où elles pourront être dérivées d'une

image THRS. De plus, certains descripteurs peuvent être dérivés directement ou indirectement. Par exemple, sur certains marais, la durée d'inondation peut être dérivée directement d'une série d'images RADAR ou indirectement à partir d'une carte de végétation obtenue avec une image THRS. La méthodologie d'évaluation est développée à partir de critères d'état dérivés des données de télédétection. La spatialisation de ces critères permet d'évaluer de façon pertinente certains processus.

Le choix d'un traitement multi-critères permet de reprendre l'approche développée dans la FAP - « descripteurs/indicateurs/processus » - tout en produisant une information spatialisée.

En revanche, la rastérisation des couches d'information qui a été effectuée ici en raison de contraintes techniques à 8 mètres entraîne une perte de précision des données. Il pourrait être intéressant de développer un traitement multi-critères à partir de données vectorielles afin de préserver la qualité des données et diminuer les temps de calculs.

Les descripteurs pris en compte peuvent être affinés ou créés selon la disponibilité de nouvelles couches d'occupation du sol obtenues grâce à de nouvelles données de télédétection et/ou méthodes d'extraction de l'information. Les données de télédétection permettent de spatialiser les critères d'occupation du sol et de topographie. En revanche, les informations sur la pédologie (humidité du sol) et la géologie (flux de subsurfaces) ne sont pas spatialisables aux échelles fines sur l'ensemble d'un bassin versant. Elles peuvent, indirectement et au sein de chaque site, être dérivées à partir des types de formations végétales. Les résultats obtenus avec cette approche pourraient donc être améliorés en fonction des données disponibles pour dériver les descripteurs pris en considération pour procéder à l'évaluation fonctionnelle des zones humides. Les cartes produites permettent pour la première fois de spatialiser les fonctions potentielles des zones humides à l'échelle d'un bassin versant. Même si les scores attribués à chaque HGMU peuvent être discutés, ces cartes mettent en évidence la variabilité spatiale et les différences relatives de l'intensité des fonctions potentielles des zones humides au sein du bassin versant, d'une vallée ou d'un site. Les potentiels fonctionnels de zones humides dites « ordinaires », souvent oubliés des gestionnaires au profit des zones humides patrimoniales, sont ici mis en évidence.

– Apport des données de télédétection à la procédure FAP

Les informations spatialisées dérivées des données de télédétection ont permis de renseigner facilement un certain nombre de critères, en particulier sur l'occupation du sol, la durée d'inondation ou la géomorphologie. De plus, la délimitation des HGMU obtenue à partir des données LiDAR permet de spatialiser avec précision et de façon automatique les résultats graphiques issus de la procédure FAP (Figure 7.28, gauche). Les cartes obtenues montrent que chaque processus s'évalue à une échelle particulière. Par exemple, l'intensité des processus « Entretien de l'écosystème » et « Rétention des sédiments » semblent être la même sur l'ensemble des marais, celle des processus « Concentration de carbone organique » ou « Exportation d'éléments trace » semble s'exprimer à l'échelle des sites et celle des processus « Support du réseau trophique » ou « Import de biomasse » est différenciée pour chaque HGMU (Figure 7.28, droite). La procédure FAP permet d'obtenir une évaluation détaillée des fonctions des zones humides à partir de 420 descripteurs plus ou moins faciles à renseigner. Tous ces descripteurs ne sont pas indispensables, mais leur combinaison permet d'affiner les résultats. Cependant, la procédure ne permet pas d'identifier directement les descripteurs nécessaires à chaque processus fonctionnel, ni de connaitre leur pondération, bien que ces éléments soient pris en compte dans la procédure. Elles ne sont pas directement accessibles à l'utilisateur du logiciel.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

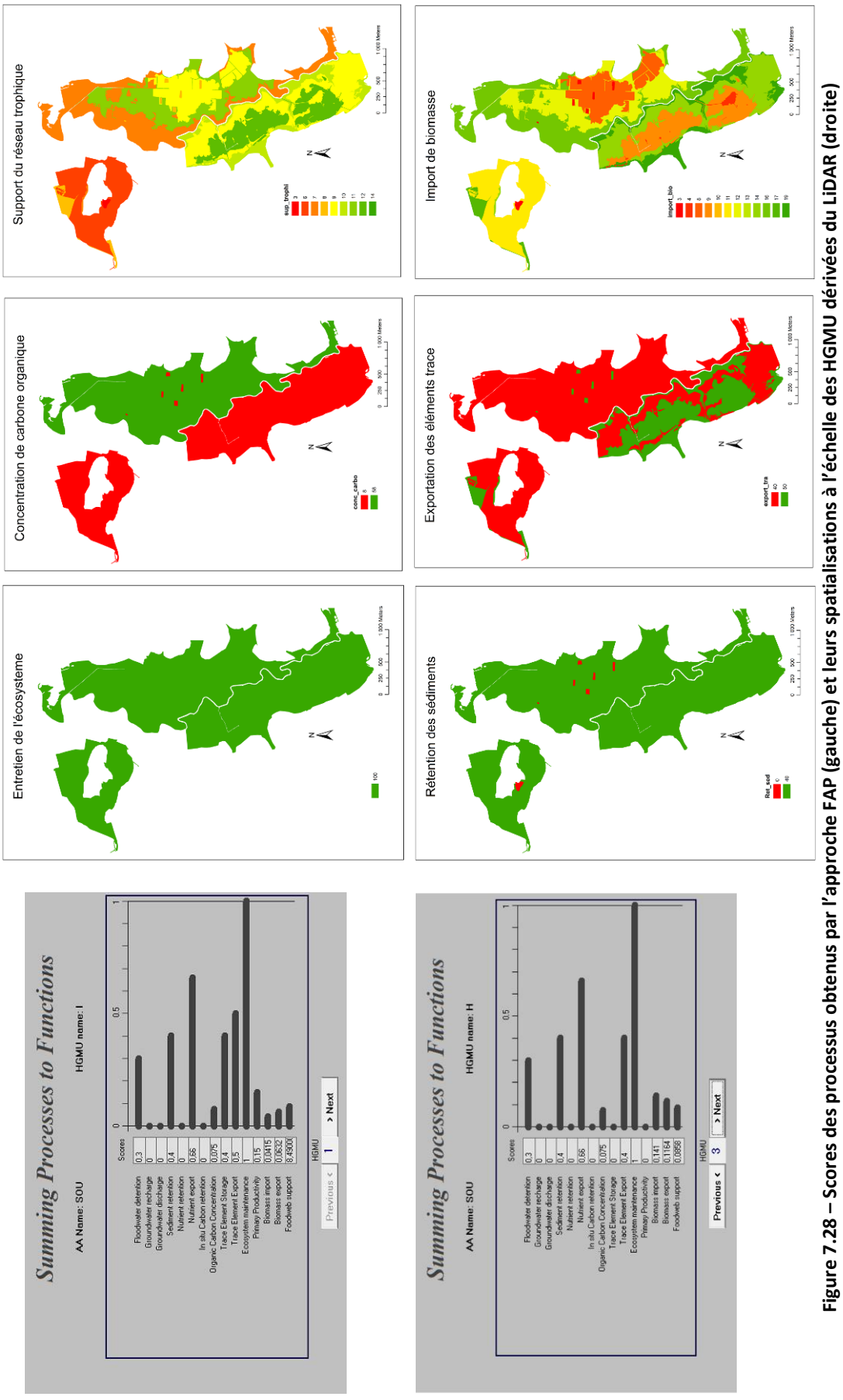


Figure 7.28 – Scores des processus obtenus par l'approche FAP (gauche) et leurs spatialisations à l'échelle des HGMU dérivées du LiDAR (droite)

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 7 :

Ces recherches montrent l'intérêt mais aussi les limites de la télédétection à l'évaluation des fonctions potentielles des zones humides à l'échelle d'un bassin versant. La méthodologie mise en œuvre tient compte des conclusions des derniers programmes de recherches européens (FAEWE, PROTOWET, EVALUWET) qui ont conduit à l'élaboration de la FAP en 2009. Dans un premier temps, trois approches ont été développées pour permettre de cartographier les HGMU à partir de critères topographiques dérivés du LiDAR. La première approche s'appuie sur un travail de photo-interprétation permettant d'obtenir une cartographie très détaillée des HGMU. La seconde approche repose sur un traitement automatique des données LiDAR par segmentation de courbes de niveau permettant de délimiter les HGMU selon des seuils altimétriques. Si cette approche permet d'identifier avec succès les HGMU sur un site, la variation des seuils altimétriques selon les marais ne permet pas d'envisager une application robuste sur l'ensemble d'un bassin versant. La troisième approche, automatique, s'affranchit de la variabilité des seuils altimétriques en identifiant les HGMU selon le gradient et le contraste topographique. Cette approche est plus grossière mais permet de cartographier avec précision les HGMU sur l'ensemble des zones humides d'un bassin versant quelque soit le contexte géomorphologique. Les données LiDAR permettent une identification plus précise de la microtopographie comparativement à des observations effectuées sur le terrain pour lesquelles la perception du relief peut être altérée par la végétation. Le MNT produit à partir des données LiDAR traduit avec précision le relief aussi bien sur des milieux ouverts que fermés. Cependant, les impulsions LiDAR ne pénètrent pas les surfaces en eau et sont atténuées par le feuillage. La carte des HGMU produite à partir de ces données permet de spatialiser les fonctions potentielles des zones humides aussi bien à l'échelle d'un site qu'à celle d'un bassin versant. Les informations spatialisées dérivées des données de télédétection (réseau hydrographique, occupation du sol et microtopographie) ont permis de déterminer plusieurs critères d'état et d'évaluer 4 processus fonctionnels (écrêtage de crue, soutien à l'étiage, dénitrification potentielle et habitat). Cet apport de données spatialisées contribue à à un développement de la FAP sur des territoires plus vastes que l'échelle du site (AA). En revanche, les données de télédétection ne permettent pas de caractériser directement la pédologie (porosité, granulométrie, profondeur de la nappe…). Un certains nombre de descripteurs utilisés dans la FAP, en particulier pour évaluer les fonctions hydrologiques et biogéochimiques, n'ont pas pu être dérivés des données de télédétection. Cependant, nous avons utilisé la végétation comme un indicateur indirect de l'état du sol.

Les résultats de l'évaluation des fonctions potentielles des zones humides sont exprimés en 5 classes qualitatives et spatialisés, soulignant ainsi la variabilité spatiale de l'intérêt fonctionnel des zones humides sur l'ensemble du bassin versant, ce qui donne une information utile aux gestionnaires.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CHAPITRE 8 : SIMULATION DE L'ÉVOLUTION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES SELON DIFFÉRENTS SCÉNARII D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

Introduction *294*
8.1. La simulation des changements d'occupation des sols *294*
8.1.1. Description des scénarios 296
8.1.2. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010 298
8.1.2.1. La cartographie de l'occupation du sol en 1959 298
8.1.2.2. La détermination des changements depuis 1959 301
8.1.3. La détermination des facteurs de changements 301
8.1.3.1. L'identification des facteurs 301
8.1.3.2. La hiérarchisation des facteurs de changements 303
8.1.4. Résultats 305
8.1.4.1. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010 305
8.1.4.2. Les changements futurs du réseau hydrographique selon les scénarios 307
8.1.4.3. Les changements futurs de l'occupation du sol selon les scénarios 310
8.1.5. Discussion 314
8.2. L'évaluation des fonctions des zones humides et de leur vulnérabilité en fonction des scénarios *316*
8.2.1. Données et méthode 316
8.2.2. Résultats 317
8.2.2.1. Évolution de l'intensité des fonctions suivant les scénarios 317
8.2.2.2. Évaluation de la vulnérabilité et de la restauration 319
8.2.3. Discussion 326
Synthèse du CHAPITRE 8 : *327*

INTRODUCTION

L'identification de critères d'état fonctionnel dérivés des données de télédétection a permis d'effectuer une première évaluation fonctionnelle spatialisée de l'ensemble des zones humides d'un bassin versant. Cette évaluation de l'état fonctionnel actuel des zones humides constitue *a priori* un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires. Cependant, les fonctions des zones humides sont dépendantes des changements d'occupation et d'usage des sols, des aménagements qui ont été effectués (Fustec et Lefeuvre, 2000; Maltby et Barker, 2009). Il apparaît donc intéressant d'identifier ces dynamiques à moyen terme et d'anticiper les effets de ces évolutions paysagères sur l'état fonctionnel des zones humides afin de permettre la mise en place de politiques de gestion des zones humides cohérentes et efficaces.

Pour cela, nous avons choisi d'appliquer une démarche prospective sur le bassin de la Lizonne, car elle permet de déterminer les changements d'usage et d'occupation des sols sur l'ensemble d'un territoire à partir de trajectoires de changements futurs (voir CHAPITRE 1 : section 1.4.2) et de mieux saisir les enjeux liés à l'utilisation des ressources en éclairant la situation actuelle sous un jour différent (Hubert-Moy, 2004). Elle constitue ainsi un outil d'aide à la décision intéressant pour les gestionnaires des ressources environnementales (Mermet et Poux, 2002; Narcy et Mermet, 2003; Houet *et al.*, 2008).

L'objectif de ce chapitre est de simuler les changements d'occupation du sol des zones humides à l'horizon 2030 selon différents scénarios. Ces simulations doivent permettre de repérer et spatialiser l'impact de ces changements sur les processus fonctionnels mais aussi d'identifier les secteurs qui seraient vulnérables dans le cas du maintien de la tendance actuelle d'intensification agricole et ceux au contraire, qui pourraient faire l'objet d'un gain fonctionnel significatif dans le cas d'une démarche de restauration. La première partie de ce chapitre présente les scénarios d'évolution de l'occupation des sols des zones humides du bassin versant de la Lizonne, tandis que la seconde expose l'évaluation de leurs fonctionnalités en fonction de ces scénarios d'une part, et de la vulnérabilité et des priorités de restauration à effectuer sur ces zones humides, d'autre part.

8.1. La simulation des changements d'occupation des sols

A partir de l'analyse de l'état actuel (2010) de l'occupation des sols sur le bassin versant, son évolution sur la période 1959-2010, mais aussi d'informations qualitatives recueillies auprès d'anciens exploitants agricoles sur les changements à venir, des hypothèses de changements d'occupation des sols ont été formulées selon différents scénarios. Trois composantes de l'occupation des sols sont soumises au changement : l'usage des parcelles agricoles, le réseau boisé et le réseau hydrographique.

Les scénarios ont pour objectif de délimiter la gamme des futurs possibles afin d'évaluer les impacts potentiels de ces évolutions futures sur les fonctions des zones humides. Trois scénarios contrastés normatifs ont été élaborés : un scénario tendanciel, un scénario médian et un scénario environnemental. Nous avons choisi de construire des scénarios normatifs et non des scénarios exploratoires, car ils permettent, avec une méthode assez simple, d'identifier les moyens à mettre en œuvre pour atteindre un objectif défini.

Pour cela, les facteurs de changements d'occupation des sols ont d'abord été identifiés. Puis, une analyse multicritères de ces facteurs a été effectuée à l'aide d'un SIG afin de mettre en

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

évidence les secteurs où la probabilité de changement est la plus forte selon les hypothèses émises dans le cadre des trois scénarios envisagés (Figure 8.1). L'analyse multi-critères a été réalisée avec le logiciel Idrisi. Les couches vectorielles d'occupation ont du être rastérisées à une résolution de 8 mètres pour être conformes aux contraintes du logiciel (voir CHAPITRE 7 : section 7.1.1.1.3). Cela a pour conséquence de déformer les contours des objets et de dégrader la précision des données.

La nomenclature de l'occupation du sol effectuée sur les ZDH du bassin-versant de la Lizonne a été reprise. Cependant, les classes « Prairie pâturée » et « Prairie pâturée et fauchée » ont été regroupées dans la classe « Surface herbacée gérée » ; les classes « Peuplier », « Autre plantation », « végétation herbacée sous peupleraie » et « végétation herbacée sous plantation » ont été regroupées dans la classe « Boisement artificiel ».

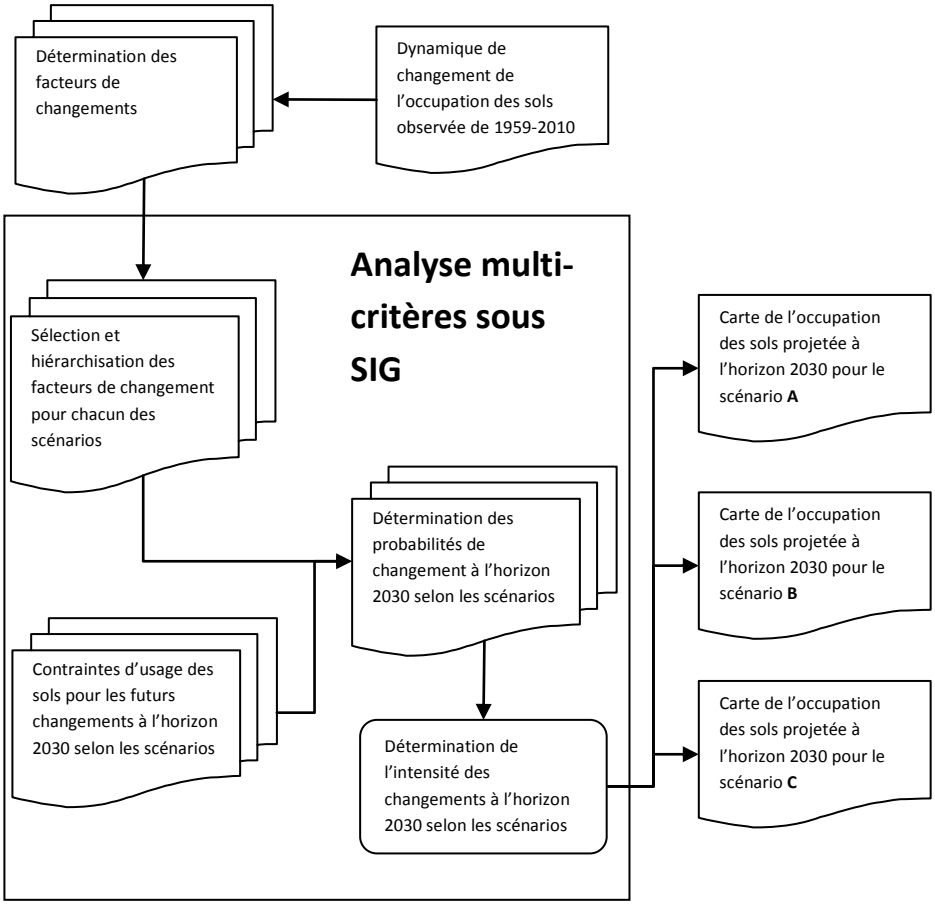


Figure 8.1 – Méthodologie générale d'élaboration des scénarios

Les scénarios ont été conçus dans le contexte de l'évolution de l'ensemble du bassin versant de la Lizonne, mais les cartographies des changements d'occupation des sols selon les trois scénarios ont été réalisées exclusivement sur la Zone Humide Potentielle (ZHP) avec une zone tampon ou « buffer » intégrant les premières parcelles agricoles du versant non humide. Même si les changements d'occupation des sols sur les versants peuvent avoir une influence sur la vitesse de transfert des flux ou la biodiversité, les processus fonctionnels sont essentiellement expliqués par l'état des zones humides et des zones de contacts avec le versant.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

8.1.1. Description des scénarios

Trois scénarios normatifs contrastés ont été élaborés. Le premier est un scénario de type tendanciel et correspond à une poursuite des tendances actuelles d'intensification des pratiques agricoles. Ce scénario correspond à la situation future la plus probable. La carte d'occupation des sols élaborée pour ce scénario doit permettre de mesurer l'impact de pratiques agricoles intensives sur les fonctions des zones humides à l'horizon 2030. Le troisième est un scénario environnemental, de type contrasté. Ce scénario correspond à une situation de rupture avec une gestion durable et une restauration des zones humides. Même si cette situation a une faible probabilité de se réaliser, il apparait intéressant de mesurer l'impact de tels changements sur les fonctions des zones humides. Le deuxième est un scénario médian et correspond à une situation intermédiaire entre le scénario tendanciel et le scénario environnemental. Ce scénario correspond à une prise en compte *a minima* des zones humides par les acteurs du territoires et permet de mesurer l'impact de restaurations ponctuelles sur leurs fonctions.

Le scénario A est présenté dans le Tableau 8.1. Il prévoit une poursuite de l'intensification agricole et une absence de gestion des zones humides de fonds de vallées. L'objectif fixé dans ce scénario est d'atteindre une productivité agricole maximale. Pour cela, les prairies humides sont remembrées, les haies arasées pour permettre la culture du maïs. L'humidité des sols permet une croissance optimale des céréales, même en plein été. Un réseau de drainage est mis en place afin d'éviter la saturation des sols en eau durant les périodes de printemps et d'automne. Le rythme de rotation annuel des cultures est augmenté pour accroître les rendements. Les prairies humides difficilement adaptées à la mise en culture sont converties soit : en peupleraies, pour constituer une source de revenu supplémentaire sans nécessiter un entretien important ; en plans d'eau, pour constituer des réserves utiles à l'irrigation des cultures présentes sur les versants et sensibles au stress hydrique ; en friches arbustives consécutives à un abandon des pratiques agricoles sur les prairies les plus encaissées et éloignées des sièges d'exploitation. Les quelques prairies restantes sont fauchées, le bétail étant exclusivement en élevages hors-sol.

Tableau 8.1 – Description du scenario A

SCÉNARIO	**A**
TYPE	Tendanciel
INTITULÉ	**Intensification de l'agriculture et absence de gestion des zones humides de fonds de vallées**
OBJECTIF	Productivité agricole maximale, aucune prise en compte des zones humides
DÉTAILS	Le remplacement de la grande majorité des prairies humides en cultures ou peupleraies avec la mise en place d'un réseau de drainage sur la partie aval du bassin versant et un enfrichement de sa partie amont
	La suppression de haies bocagères
	La création de nouveaux plans d'eau pour l'irrigation céréalière
	L'augmentation du rythme de rotation annuelle des cultures
	L'agrandissement de la taille moyenne des parcelles
	Fauche des prairies restantes

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Le scénario B est présenté dans le Tableau 8.2. Il s'agit d'un scénario médian avec une gestion raisonnée et une prise en compte *a minima* des zones humides par les acteurs du territoire. L'objectif défini dans ce scénario est de maintenir les zones humides effectives existantes en 2010 et de mener une gestion raisonnée sur le bassin-versant. Quelques parcelles de bois humide sont défrichées et restaurées en prairies permanentes fauchées et pâturées entre juin et septembre. Plusieurs parcelles de maïs sont restaurées en prairies humides avec un comblement de certains fossés pour permettre une réhydratation et le développement d'une végétation hygrophile. Des haies de ceintures sont replantées sur les versants en bordure des zones humides pour limiter les flux de subsurface et augmenter leur potentiel hydrologique.

Tableau 8.2 – Description du scenario B

SCÉNARIO	**B**
TYPE	Médian
INTITULÉ	**Gestion raisonnée et prise en compte *a minima* des zones humides**
OBJECTIF	Maintien et une gestion raisonnée du bassin versant et des zones humides effectives existantes en 2010
DÉTAILS	Le maintien des prairies humides actuelles
	La restauration de quelques prairies permanentes pâturées et fauchées par le défrichement et le déboisement des parcelles
	La restauration des prairies permanentes pâturées et fauchées sur quelques parcelles cultivées
	La sauvegarde et la restauration de quelques haies de ceintures de fonds de vallées limitant les transferts de flux de sub-surface et augmentant le potentiel hydrologique des zones humides

Le scénario C est présenté dans le Tableau 8.3. Il s'agit d'un scénario environnemental dont l'objectif est de mener une gestion durable du bassin-versant de la Lizonne permettant d'optimiser les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques de ses zones humides. Pour cela, la reconquête des zones humides est entreprise sur toutes les zones humides potentielles identifiées sur les photographies de 1959. Cela se traduit par la restauration du caractère hydromorphe des sols *via* la mise en place de petits aménagements hydrauliques et la suppression d'une partie du réseau de drainage. L'ensemble des zones humides potentielles, c'est-à-dire les zones boisées, les parcelles cultivées et les plans d'eau, sont restaurées en prairies permanentes. La gestion de ces prairies est assurée par une fauche systématique suivie d'un pâturage extensif. De nombreuses haies sont réimplantées de façon à ce que le réseau boisé retrouve une densité et une configuration semblable à celle qui a été observée à partir des clichés aériens de 1959. Des haies associées à des talus sont systématiquement plantées sur les versants en bordure des zones humides pour limiter les flux de subsurface.

Tableau 8.3 – Description du scenario C

SCÉNARIO	**C**
TYPE	Environnemental
INTITULÉ	**Gestion durable de la Lizonne par les agriculteurs et les gestionnaires de l'eau**
OBJECTIF	Gestion durable de la Lizonne avec une gestion de ses zones humides permettant d'optimiser les fonctionnalités de ces dernières
DÉTAILS	La reconquête maximale des zones humides connues à ce jour (limite de 1959), qui se traduit par la restauration du caractère hydromorphe de certaines parcelles par de petits aménagements hydrauliques
	La restauration des prairies permanentes par le défrichement et le déboisement des parcelles
	La restauration des prairies permanentes sur les parcelles cultivées
	La restauration des prairies permanentes à la place des plans d'eau
	La mise en place d'une fauche systématique des prairies suivie d'un pâturage extensif
	La sauvegarde et la restauration des haies de ceintures de fonds de vallées limitant les transferts de flux de sub-surface et augmentant le potentiel hydrologique des zones humides

8.1.2. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010

8.1.2.1. La cartographie de l'occupation du sol en 1959

Pour cartographier l'occupation du sol des zones humides dans les années 60, 169 clichés aériens de 1959 ont été nécessaires pour couvrir l'ensemble des zones humides du bassin versant de la Lizonne. Ces clichés ont été fournis sous forme d'images numériques issues des tirages papier. Il a donc été nécessaire de les prétraiter afin de les intégrer dans un SIG (Figure 8.2).

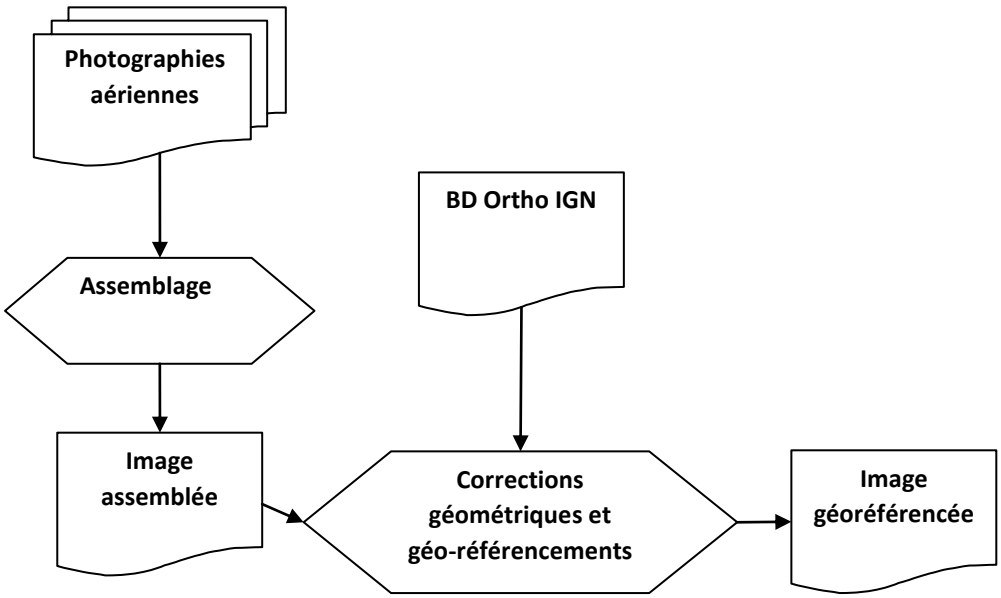


Figure 8.2 – Prétraitements appliqués aux photographies de 1959

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tous les clichés ont d'abord été assemblés pour obtenir une image unique couvrant l'ensemble du bassin versant. Pour cela, une cinquantaine de points d'amer ont été sélectionnés aléatoirement (Figure 8.3) par détection d'ondelettes, de contours et de flux optiques (Fonseca *et al.*, 2006).

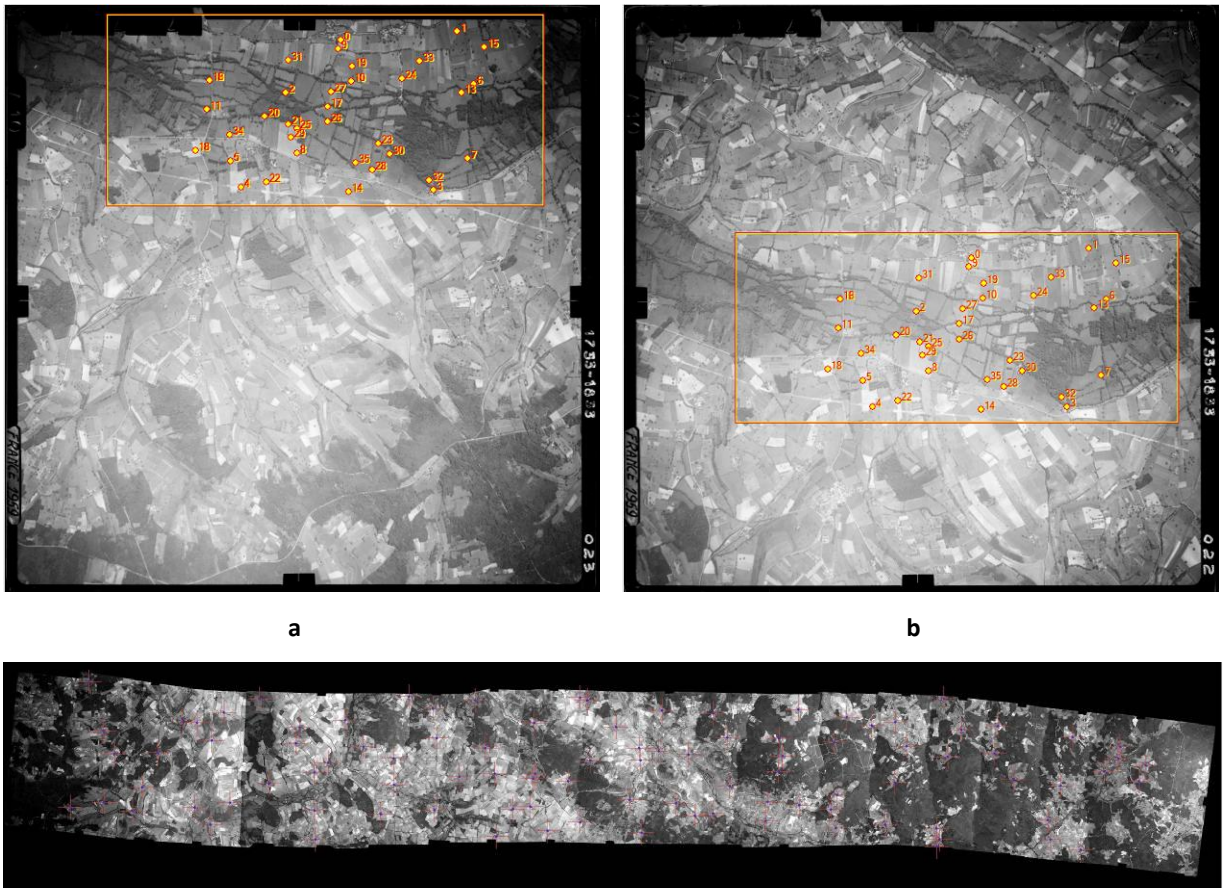


Figure 8.3 – Assemblage des clichés aériens de 1959 : (a) points d'amer sélectionnés sur le cliché 1 ; (b) points d'amer sélectionnés sur le cliché 2 ; (c) assemblage d'une vingtaine de clichés

L'image assemblée a ensuite été corrigée géométriquement à partir de l'orthophotoplan de l'IGN de 2009, les points de calages ayant été choisis sur des éléments stables depuis 1959 (églises, corps de ferme, …). En raison de la forte déformation des clichés, un très grand nombre de points de calage, soit une cinquantaine par cliché, a été retenu.

La nomenclature retenue pour cartographier l'occupation du sol en 1959 comprend 4 classes (Tableau 8.4). Cette nomenclature, moins détaillée que celle de 2010, s'explique par les caractéristiques (Échelle des clichés : 1/25 000ème ; Émulsion : Panchromatique) et la qualité - moyenne- des clichés de 1959.

Tableau 8.4 - Nomenclature retenue pour cartographier l'occupation du sol dans les zones humide en 1959 et sa correspondance avec la nomenclature CORINE Landcover

NOMENCLATURE	NOMENCLATURE CORINE LAND COVER
1. Surfaces en eau	5. Water bodies
2. Surfaces artificialisées	1. Artificial surfaces
3. Surfaces boisées et landes	3. Forests and semi-natural areas
4. Surfaces agricoles utiles	2. Agricultural areas

La cartographie des zones humides en 1959 a été réalisée par un traitement semi-automatique des photographies aériennes. Les images ont été segmentées en objets (Figure 8.4, b). En raison de l'hétérogénéité des clichés, il n'a pas été possible de les caractériser par leur seule réponse spectrale. Ainsi, les objets ont été classés en fonction de leur différence de teinte par rapport à leurs voisins (Figure 8.4, c). Cette opération a permis d'identifier les objets sombres (surfaces boisées et surfaces en eau) et clairs (sols nus et surfaces bâties). Cette classification a été corrigée puis complétée en quatre classes selon la nomenclature retenue par photo-interprétation (Figure 8.4, d). Les surfaces en eau et baties restantes ont été photo-interprétées. Puis, toutes les surfaces non déterminées ont été classées en SAU. En raison de l'absence de relevés terrain, il n'a pas été possible d'évaluer statistiquement la qualité de la classification produite. Cependant, le choix d'une nomenclature peu détaillée réduit les incertitudes. De plus, des entretiens avec d'anciens exploitants agricoles ont permis d'affiner notre connaissance sur les pratiques agricoles des années 50 et ainsi d'améliorer la qualité de classification au cours de la phase de photo-interprétation.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

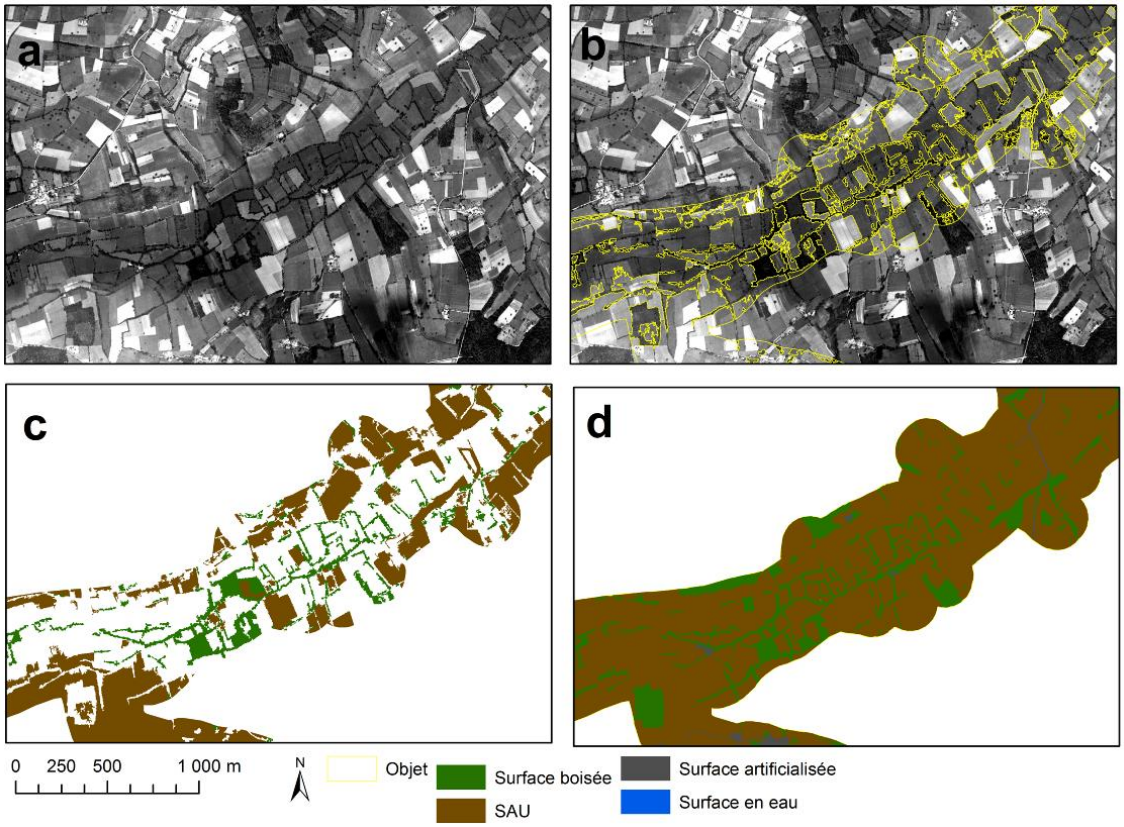


Figure 8.4 – Étapes de classification de l'occupation du sol des zones humides en 1959 : (a) photographies aériennes assemblées ; (b) segmentation des éléments sombres ou clairs ; (c) classification des surfaces boisées et des sols nus ; (d) carte finale corrigée par photo-interprétation

8.1.2.2. La détermination des changements depuis 1959

La carte d'occupation du sol de 1959 est composée de quatre classes à l'échelle du 1/25 000ème. Celle de 2010 contient 14 classes et est à l'échelle du 1/5 000ème. Afin de pouvoir cartographier l'évolution de l'occupation du sol sur les zones humides du bassin-versant entre 1959 et 2010, les postes de légende de la nomenclature de 2010 ont donc été agrégés en quatre classes. Un croisement des deux cartes d'occupation du sol avec une tolérance de 5 mètres a ensuite permis d'identifier les changements survenus entre 1959 et 2010 malgré les échelles différentes des deux cartes.

8.1.3. La détermination des facteurs de changements

8.1.3.1. L'identification des facteurs

Les facteurs de changements de l'occupation du sol, du réseau hydrographique (Tableau 8.6) et du réseau bocager (Tableau 8.7) au sein de la zone humides ont été identifiés et recensés dans le Tableau 8.5. L'évolution des prairies et leur remplacement progressif par des cultures n'a pas pu être identifiée en raison de la qualité des clichés de 1959 qui ne permet pas de discriminer ces deux classes d'occupation des sols. Cette évolution paysagère est pourtant majeure sur la période. Pour cette raison, les facteurs de changements de l'occupation du sol ont été déterminés non seulement d'après les évolutions repérées par la comparaison des cartes d'occupation du sol

de 1959 et 2010 mais aussi d'après les entretiens effectués avec les agriculteurs et d'après une étude similaire menée sur le bassin versant du Blavet en Bretagne (Houet, 2006).

Tableau 8.5 - Les facteurs de changements de l'occupation du sol

FACTEURS	COMMENTAIRES
Type de production	L'évolution des types d'occupation des sols au sein des zones humides, traduisant soit un abandon, soit une gestion, dépend de l''orientation Technico-Economique des eXploitants. Les systèmes de production nécessitant des pâturages et une production fourragère importante sont susceptibles d'utiliser ces espaces.
Accessibilité	Une pente supérieure à 5% engendre une accessibilité difficile et par conséquent un enfrichement.
Hydromorphie des sols	La mise en place de culture sur un sol hydromorphe nécessite d'importants travaux de drainage qui peuvent décourager un exploitant.
Taille du parcellaire	Les cultures sont implantées préférentiellement sur des parcelles de grande taille (>1ha).
Distance route, chemin	Les parcelles destinées à la production céréalières nécessitent une bonne accessibilité des engins agricoles.
Type de sol	Les parcelles destinées à la production céréalière nécessitent un type de sol adapté à l'irrigation.

Tableau 8.6 - Les facteurs de changements du réseau hydrographique

FACTEURS	COMMENTAIRES
Type d'occupation des sols	Les prairies sont moins drainées que les cultures et les zones bâties. Les zones boisées sont peu ou pas drainées.
Hydromorphie	Le réseau de drainage est plus important dans les secteurs hydromorphes.
Largeur du fond de vallée	Les vallées étroites sont des sites où il est plus facile de construire des digues pour les plans d'eau.
Microtopographie	Les dépressions sont des zones privilégiées pour la création de plans d'eau.

Tableau 8.7 - Le facteur de changements du réseau bocager

FACTEUR	COMMENTAIRES
Type d'occupation du sol	Les haies situées le long des prairies sont plus facilement conservées que celles qui bordent les cultures.

Une fois identifiés, les facteurs de changements ont été spatialisés avec un SIG (Tableau 8.8). L'accessibilité est dérivée de la pente. Celle-ci a été calculée à partir du MNT LiDAR. L'hydromorphie a été obtenue à partir d'un indice topographique, le Coupound Topographic Index (CTI) (Beven et Kirkby, 1979) dérivé du MNT LiDAR. Cet indice a été élaboré en 1979 à partir de données topographiques de type SRTM (Ludwig et Schneider, 2006) ou BD Alti (I-MAGE CONSULT, 2006). Cependant, des études récentes ont montré l'intérêt de cet indice calculé à partir de MNT dérivés des données LiDAR pour la détection de secteurs hydromorphes

et en particulier du réseau hydrographique (Liu et Zhang, 2011; Murphy *et al.*, 2008; Cavalli *et al.*, 2008; Vianello *et al.*, 2009). Le type de production agricole a été estimé à l'échelle communale à partir du ratio sols nus hivernaux/Surface Agricole Utile. En effet, une majorité des parcelles cultivées sont, contrairement aux prairies, nues ou peu couvertes en hiver. Ces informations ont été dérivées sur l'ensemble du bassin versant de la Lizonne au 1/50 000ème à partir de données de télédétection Landsat 5 TM acquises le 08/02/2010 et le 18/07/2010 (Clément *et al.*, 2011) et des limites communales. La taille des parcelles a été déterminée à partir de la BD Parcellaire de l'IGN corrigée par photo-interprétation avec l'orthophotoplan. L'occupation du sol de 2010 a été déterminée au 1/5 000ème à partir du traitement des données de télédétection THRS (voir CHAPITRE 6 : section 6.2.2). La distance aux routes et chemins agricoles a été calculée à partir de la BD Topo de l'IGN. La pédologie a été définie à partir d'une carte de mise en valeur des sols couvrant le bassin versant de la Lizonne (Servant, 1970). Afin d'être intégrée dans un SIG, cette carte a été scannée et corrigée géométriquement. Puis les contours de chaque classe pédologique ont été extraits automatiquement par approche orientée-objet puis corrigés par photo-interprétation afin de produire une couche vectorielle des types de sol. La largeur moyenne des fonds de vallée a été mesurée pour chaque tronçon de la zone humide à partir du MNT LiDAR. La microtopographie a été dérivée du MNCE (voir CHAPITRE 4 : section 4.1.3).

Tableau 8.8 - Descripteurs des facteurs de changements et sources de données utilisées

FACTEURS	DESCRIPTEURS	SOURCE
Accessibilité	Pente	MNT LiDAR COSTEL
Hydromorphie	CTI	MNT LiDAR COSTEL
Type de production	Ratio sol nus hivernaux/SAU par commune	COSTEL BD Topo IGN
Taille des parcelles	Surface de la parcelle en Ha	BD parcellaire IGN
Type d'occupation du sol	Occupation du sol 2010	COSTEL
Distance route	Distance aux routes et chemins agricoles	BD Topo IGN
Type de sol	Carte de mise en valeur des sols	Étude pédologique du bassin de la Lizonne, INRA
Largeur de fond de vallée	Largeur du talweg	MNT LiDAR COSTEL
Microtopographie	Altitude relative au cours d'eau	MNT LiDAR COSTEL

8.1.3.2. La hiérarchisation des facteurs de changements

L'ampleur, les contraintes et les facteurs des changements définis pour chaque scénario dans les tableaux 8.9, 8.10 et 8.11. Les « Changements » correspondent à la nouvelle classe d'occupation du sol qui est attribuée à chaque HGMU. L' « Ampleur » indique la superficie totale concernée par ces changements. Elle est déterminée selon la description de chaque scénario. Par exemple, pour le scénario A, des sites qui représentent l'équivalent de 50 % de la superficie totale des prairies sont nouvellement mis en cultures. Les « Contraintes » correspondent aux classes d'occupation du sol sur lesquelles ces changements ne peuvent pas intervenir. Ainsi, les nouvelles cultures ne peuvent se produire sur le versant, les zones déjà en cultures, les surfaces en eau et les

peupleraies. Les « Facteurs » précisent les facteurs pris en considération pour déterminer la spatialisation de la probabilité de ces changements. Dans l'exemple des nouvelles cultures, il s'agit du type de production, de l'accessibilité, de l'hydromorphie, de la taille du parcellaire, de la distance à la route et du type de sol.

Les éléments disponibles dans la base n'ont pas permis d'établir une hiérarchisation des facteurs de changements. La même pondération a été attribuée pour chaque facteur.Tableau 8.9 - Ampleur, contraintes et facteurs des changements du scénario A

CHANGEMENTS	AMPLEUR	CONTRAINTES	FACTEURS
Nouvelle culture	50% de la surface totale des prairies en 2010	Versant	Type de production
		Cultures 2010	Accessibilité
		Bâti 2010	Hydromorphie
		Eau 2010	Taille parcellaire
		Peupleraie 2010	Distance route
			Type de sol
Nouvelle peupleraie	10% de la surface totale des prairies en 2010	Versant	Hydromorphie
		Cultures 2010	Occupation du sol en 2010
		Bâti 2010	Type de sol
		Eau 2010	
		Peupleraie 2010	
Nouveau plan d'eau	50% de la surface totale des plans d'eau en 2010	Versant	Largeur fond de vallée
		Cultures 2010	Accessibilité
		Bâti 2010	Type de production
		Eau 2010	Microtopographie
			Type de sol
Enfrichement	20% de la surface totale des prairies en 2010	Versant	Type de production
		Bois 2010	Distance route
		Eau 2010	Hydromorphie
		Bâti 2010	Occupation du sol en 2010
			Type de sol

Les parcelles de cultures adjacentes sont fusionnées, avec un arasement systématique des haies. Le réseau hydrographique est mis à jour en fonction des changements d'occupation du sol.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 8.10 - Ampleur, contraintes et facteurs des changements du scénario B

CHANGEMENTS	AMPLEUR	CONTRAINTES	FACTEURS
Nouvelles prairies permanentes	+10 % de la surface totale des prairies en 2010	Versant	Occupation du sol en 2010
		Bâti 2010	Type de production
		Prairie 2010	Hydromorphie
Nouvelles haies	+ 20 % de la surface totale des haies de ceinture en 2010	Toute la zone excepté les limites entre la zone humide et le versant	Occupation du sol en 2010
		Les limites entre la zone humide et le versant boisées	Type de production

Le réseau hydrographique est mis à jour sous SIG en fonction des changements d'occupation du sol.

Tableau 8.11 - Ampleur, contraintes et facteurs des changements du scénario C

CHANGEMENTS	AMPLEUR	CONTRAINTES	FACTEURS
Nouvelles prairies permanentes	70 % de la surface totale des cultures + plan d'eau + peupleraies en 2010	Versant	Occupation du sol en 2010
		Bâti 2010	Type de production
		Prairie 2010	Hydromorphie
Nouvelles haies	Remplacement de 70 % des limites floues ou d'usage	Toute la zone excepté les limites entre la zone humide et le versant	Occupation du sol en 2010
		Limites boisées	Type de production

Les parcelles de culture en 2010 et converties en prairies permanentes sont divisées par un réseau bocager qui reprend la structure principale du réseau de 1959. Le réseau hydrographique est mis à jour en fonction des changements d'occupation du sol.

8.1.4. Résultats

8.1.4.1. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010

En 2010, la dominance des surfaces boisées, des landes et des SAU est nette, avec quelques variations comme la très faible présence de surfaces boisées et des landes le long d'affluents comme la Sauvanie et la Pude (Figure 8.5, haut). L'analyse de la carte d'évolution de l'occupation du sol de l'enveloppe de la zone humide au cours des 50 dernières années montre que la hiérarchie de ces types occupations du sol est restée la même, mais l'importance relative des classes a légèrement varié, puisqu'on enregistre une baisse des surfaces boisées et landes et une augmentation de la SAU et des surfaces en eau (Figure 8.5, bas et Tableau 8.12). La baisse des surfaces artificialisées est expliquée par les différences d'échelles d'analyse utilisées entre 1959 et 2010. En 1959, les surfaces artificialisées comprennent à la fois les bâtiments mais aussi les jardins associés alors qu'en 2010, seuls les bâtiments et les routes sont pris en compte.

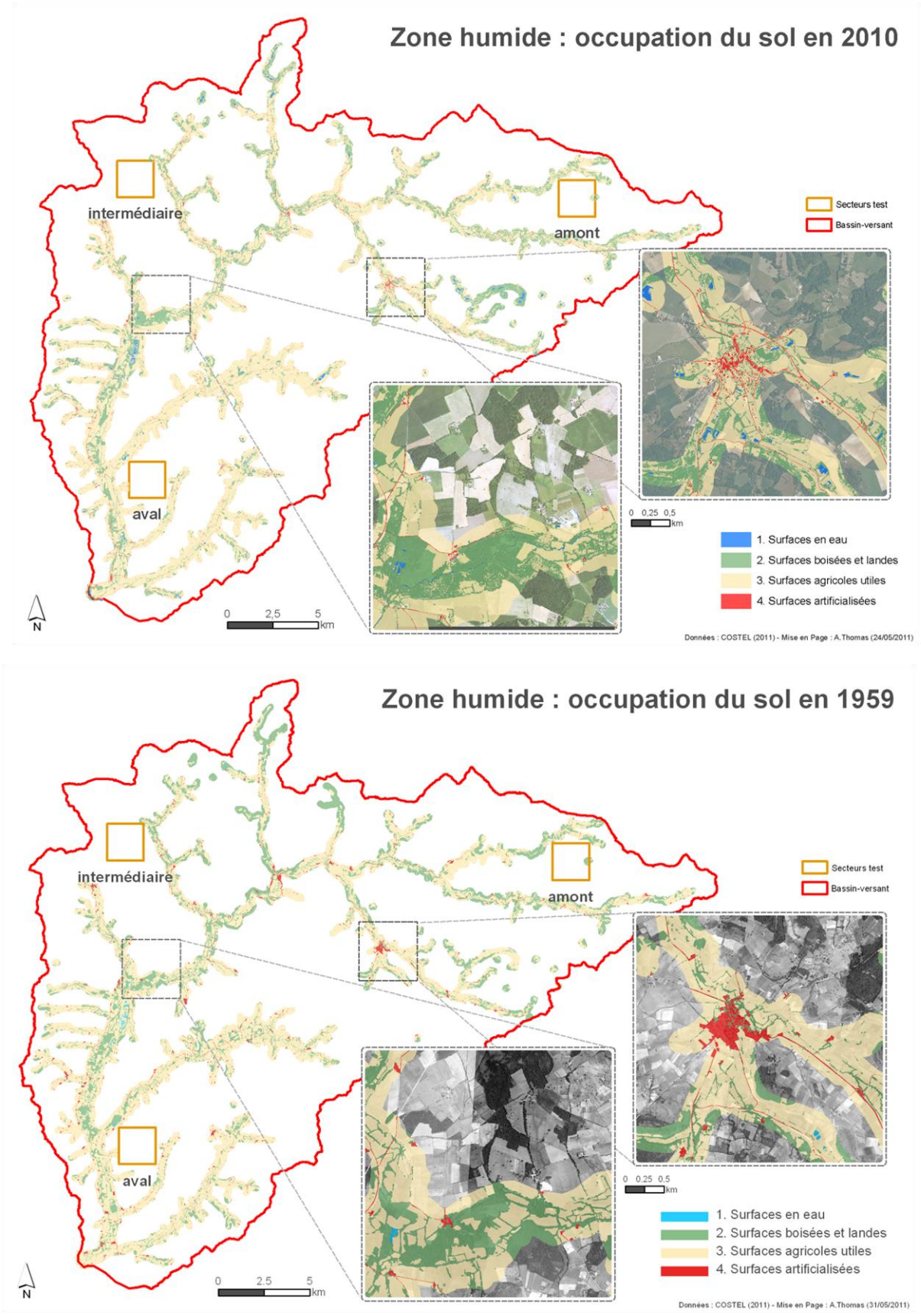


Figure 8.5 – Occupation du sol simplifiée des zones humides du bassin versant de la Lizonne en 2010 (haut) et 1959 (bas)

Tableau 8.12 - Occupation des sols au sein des zones humides sur le bassin-versant de la Lizonne en 1959 et 2010

	1959		2010	
CLASSES	**SUPERFICIE (HA)**	**PROPORTIONS (%)**	**SUPERFICIE (HA)**	**PROPORTIONS (%)**
1. Surfaces en eau	28,17	0,19	172,47	1,21
2. Surfaces boisées et landes	3922,03	27,84	3407,92	24
3. Surfaces agricoles utiles	9769,6	69,35	10358,48	72,95
4. Surfaces artificialisées	367,28	2,6	258,68	1,82
Total	**14087,08**	**100**	**14197,56**	**100**

8.1.4.2. Les changements futurs du réseau hydrographique selon les scénarios

Les cartes du réseau hydrographiques du bassin versant de la Lizonne en 2010 ainsi que pour les scénarios A, B et C sont présentées sur les Figure 8.6 et Figure 8.7. Les résultats statistiques sont présentés dans le Tableau 8.13. Par rapport à 2010, la longueur du réseau hydrographique augmente pour le scénario A (+3,0 %), est stable pour le scénario B (-0,4 %) et diminue pour le scénario C (-6,0 %). Des disparités sont observées selon la classe d'appartenance. Pour le scénario A, les fossés de drainage connaissent la plus forte diminution (-5,6 %), qui peut s'expliquer par l'abandon de certaines prairies en friches avec un comblement progressif du réseau de drainage. En revanche, les fossés d'évacuation sont en nette augmentation (+18 %), ce qui peut s'expliquer par l'augmentation des surfaces cultivées qui nécessitent un recalibrage des petits fossés et/ou la création d'un nouveau réseau de drainage. La longueur des cours d'eau diminue légèrement (-0,3%), en raison des travaux de recalibration des lits et de la suppression de certains méandres. Pour le scénario B, la situation du réseau hydrographique est assez stable, avec néanmoins une légère baisse (-1,4 %) des fossés de drainage. Cette situation s'explique une nouvelle fois par l'abandon de certaines prairies qui entraîne un comblement des petits fossés. Pour le scénario C, on note une baisse importante de tous les types de fossés (entre -7,3 et -10,3 %) qui traduit la volonté de redonner un caractère humide aux zones humides.

Tableau 8.13 – Évolutions du réseau hydrographique par rapport à la situation en 2010 selon le scénario envisagé

	2010		**Scénario A**	**Scénario B**	**Scénario C**
	Long. (m)	**%**	**Évolution (%)**	**Évolution (%)**	**Évolution (%)**
Fossé de drainage	191 750	23,4	- 5,6	- 1,4	- 7,3
Fossé de circulation	71 811	8,8	- 1,7	- 0,1	- 7,7
Fossé d'évacuation	218 280	26,7	+ 18,0	- 0,3	- 10,3
Canal	173 226	21,2	- 1,2	- 0,1	- 3,9
Cours d'eau	163 785	20,0	- 0,3	0,0	0,0
Total	**818 853**	**100**	**+ 3,0**	**- 0,4**	**- 6,0**

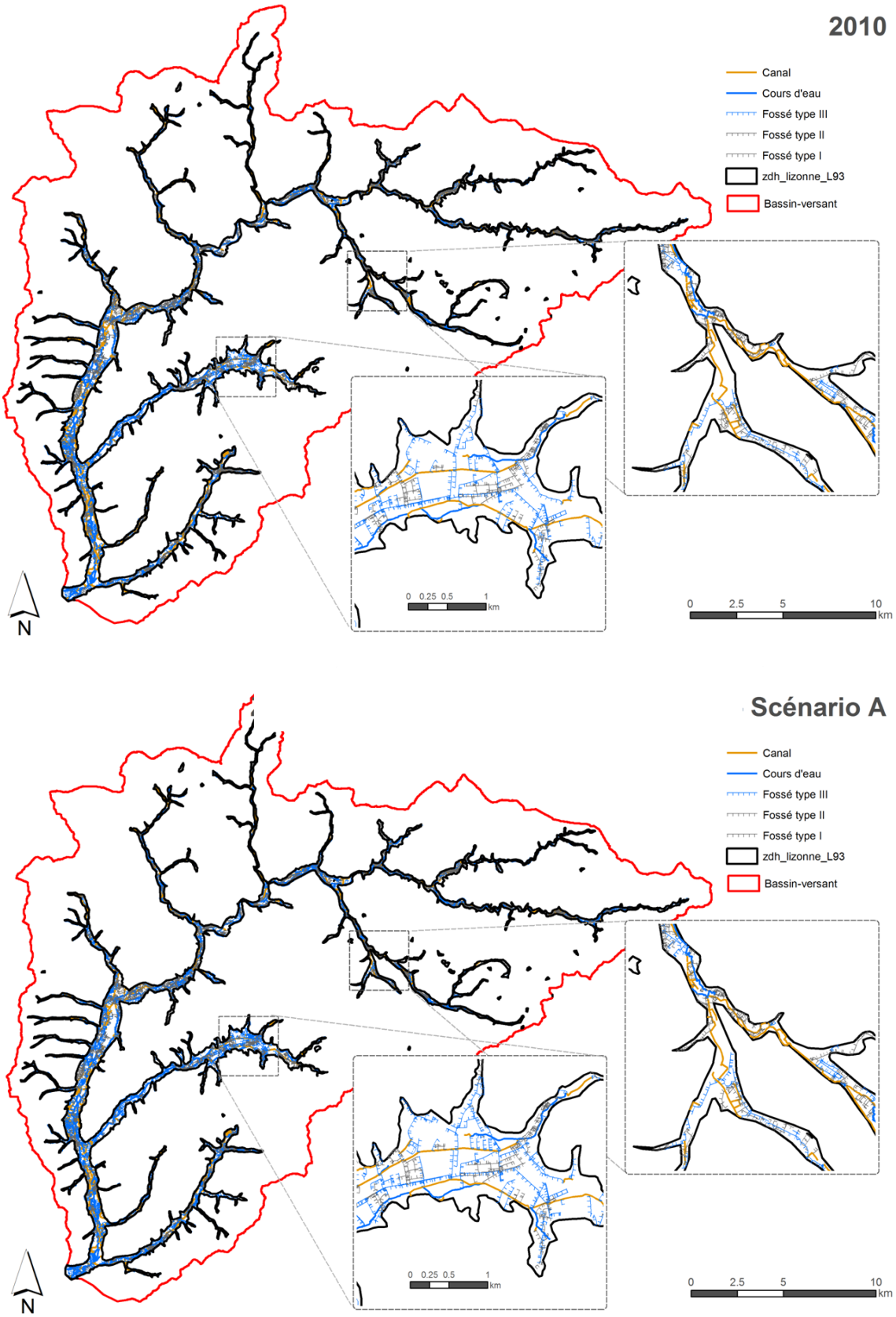


Figure 8.6 – Cartes du réseau hydrographique du bassin versant de la Lizonne observé en 2010 (haut) et simulé pour le scénario A (bas)

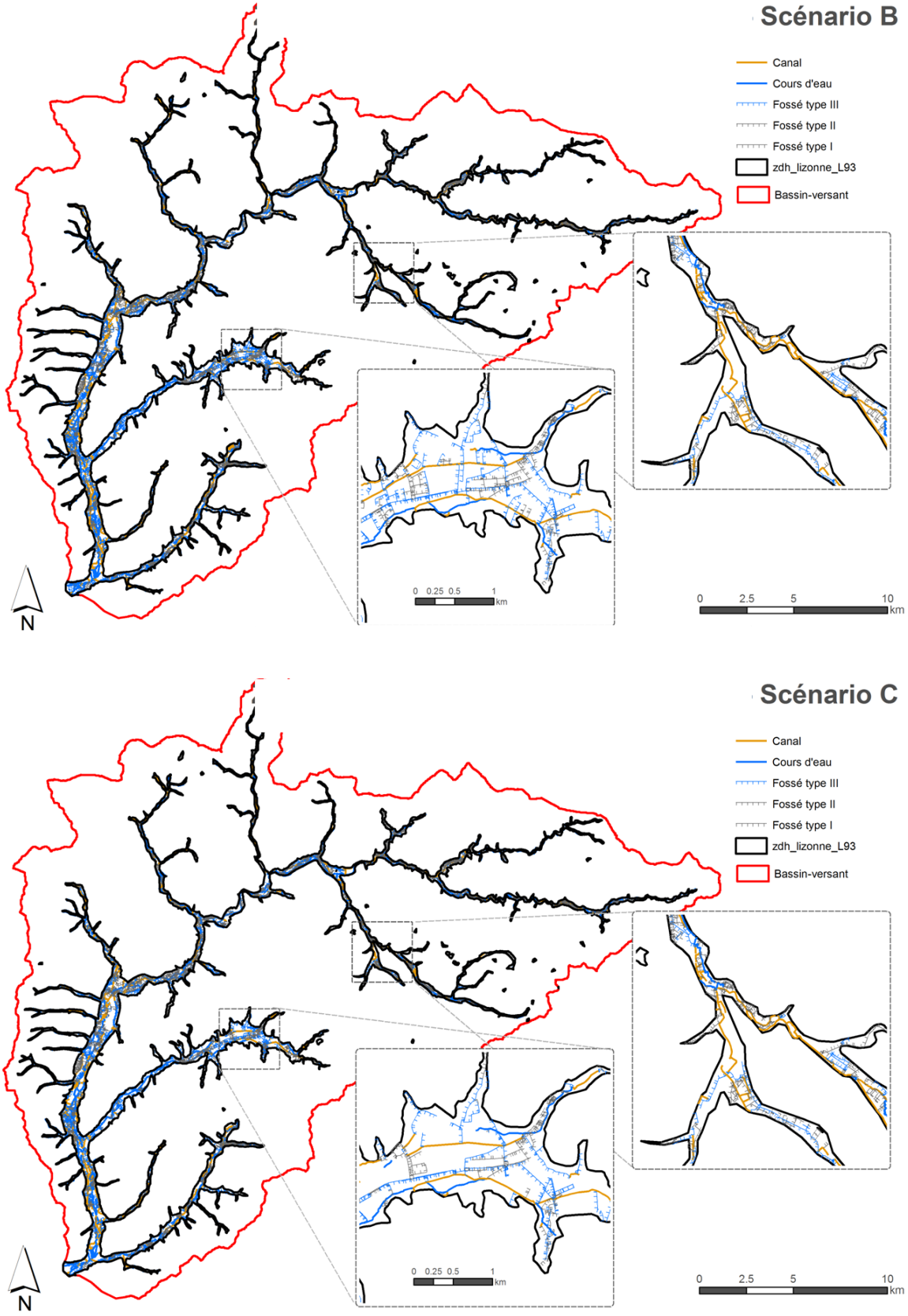


Figure 8.7 – Cartes du réseau hydrographique du bassin versant de la Lizonne simulé pour le scénario B (haut) et le scénario C (bas)

8.1.4.3. Les changements futurs de l'occupation du sol selon les scénarios

La composition générale de l'occupation du sol pour chaque scénario est présentée sous forme statistique sur la Figure 8.8 et sous forme cartographique sur les Figure 8.9 et Figure 8.10. Pour le scénario A – intensification de l'agriculture –, 30,5 % de la superficie des Zones à Dominante Humide (ZDH) évolue. La mise en place de terres arables représente la part la plus importante des changements (17,8 %). Au total, plus de 58 % de la surface des ZDH est couverte par des terres arables en 2030. Dans le scénario B – gestion raisonnée –, l'occupation du sol évolue peu par rapport à 2010 avec, seulement 1,2 % des surfaces changeant d'affectation, parmi lesquelles 0,9 % de surfaces herbacées et 0,3 % de surfaces boisées. Dans le scénario C - Gestion durable de la Lizonne par les agriculteurs et les gestionnaires de l'eau, 52,6 % des ZDH évolue dont 30,8 % des surfaces herbacées et 21,8 % des surfaces boisées. Plus de 52 % de la superficie totale des ZDH est couverte par les surfaces herbacées en 2030, et 36,2 % par les surfaces boisées. Les terres arables ne représentent plus que 5,5 % des ZDH.

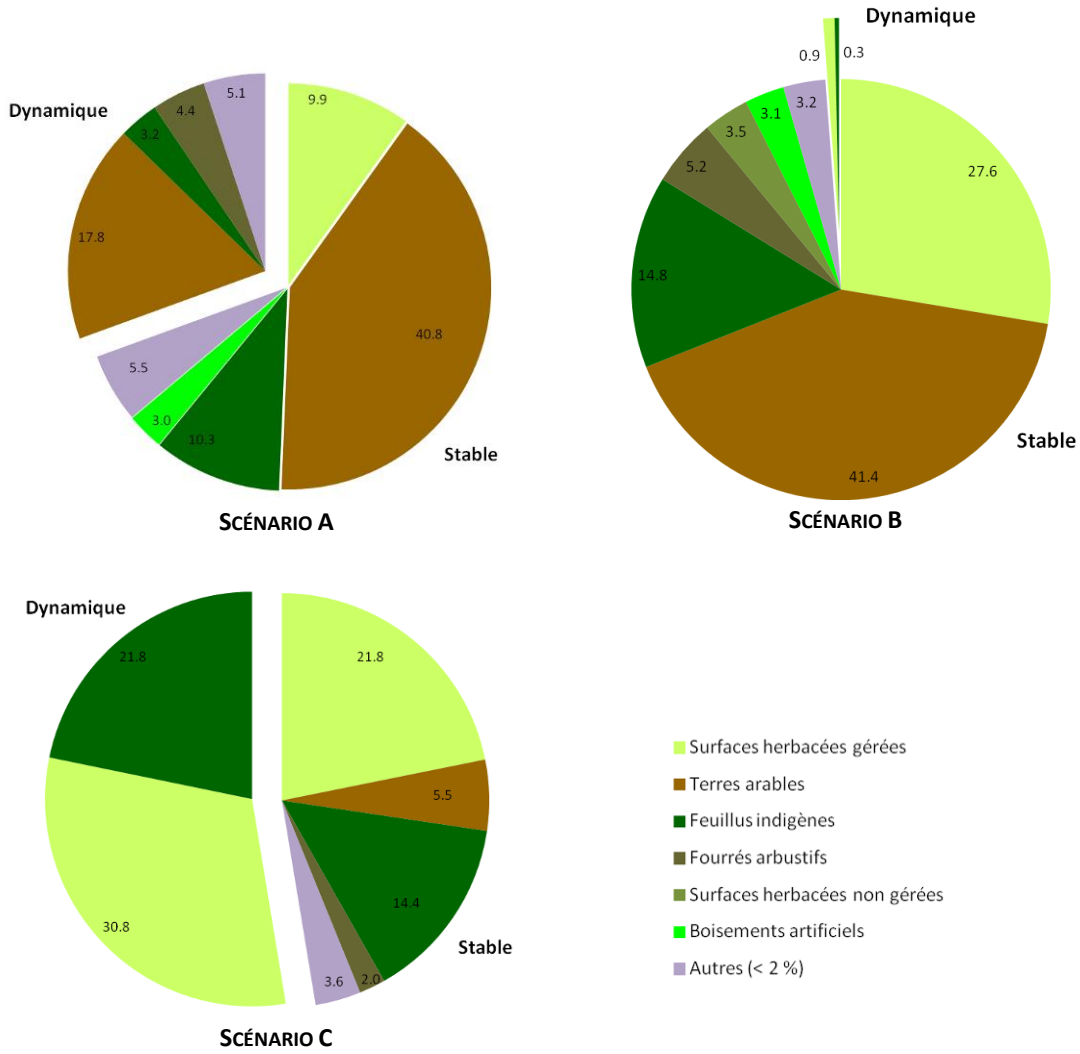


Figure 8.8 – Composition (%) de l'occupation du sol des zones humides selon chaque scénario.

L'analyse complémentaire de l'évolution de l'occupation du sol par classe (Tableau 8.14) permet de caractériser plus précisément les évolutions propres à chaque scénario. Les

changements observés pour les classes « Surface bâtie » et « Route » sont négligeables, de par la faible superficie que ces classes occupent. Pour le scénario A, les terres arables (+ 41,0 %), les fourrés arbustifs (+ 18,5 %), les boisements artificiels (+51,2 %) et les surfaces en eau (+47,3 %) augmentent significativement. A l'inverse, les surfaces herbacées gérées (- 59,7 %), les feuillus indigènes (- 9,6 %), les friches herbacées (- 99,3 %) et les surfaces herbacées non gérées (- 51,1 %) diminuent. Pour le scénario B, les changements sont minimes : la part des terres arables (- 0,4 %) reste stable, celle des surfaces herbacées gérées (+ 2,0 %), et des feuillus indigènes (+ 1,2 %) augmente légèrement et celle des autres classes diminue (entre -1,2 % pour les surfaces en eau et - 5,9 % pour les boisements artificiels). Concernant le scénario C, la part des surfaces herbacées gérées (+ 88,6 %) et celle des feuillus indigènes (+ 142,4 %) augmentent sensiblement au détriment des terres arables (- 86,7 %), des fourrés arbustifs (- 62,0 %), des friches herbacées (- 64,4 %), des surfaces herbacées non gérées (- 80,8 %), des boisements artificiels (- 65,4 %) et des surfaces en eau (- 56 ,9 %). Pour l'ensemble des trois scénarios, ces évolutions sont logiques et conformes aux ampleurs de changements indiquées dans le processus d'élaboration des scénarios.

Tableau 8.14 – Évolutions de l'occupation du sol par classe et par rapport à la situation en 2010 selon le scénario envisagé

	2010		Scénario A	Scénario B	Scénario C
	Aire (Km²)	%	Évolution (%)	Évolution (%)	Évolution (%)
Surface bâtie	0,8	0,6	+ 8,6	- 0,3	- 16,1
Surface herbacée gérée	38,4	27,9	- 59,7	+ 2,0	+ 88,6
Terre arable	57,1	41,6	+ 41,0	- 0,4	- 86,7
Feuillu indigène	20,5	14,9	- 9,6	+ 1,2	+ 142,4
Fourré arbustif	7,4	5,4	+ 18,5	- 3,5	- 62,0
Friche herbacée	0,6	0,4	- 99,3	- 3,3	- 64,4
Surface herbacée non gérée	5,0	3,7	- 51,1	- 4,0	- 80,8
Boisement artificiel	4,5	3,2	+ 51,2	- 5,9	- 65,4
Route	1,6	1,2	+ 13,1	- 1,0	- 48,3
Surface en eau	1,5	1,1	+ 47,3	- 1,2	- 56,9
Total	**137,4**	**100**	**0**	**0**	**0**

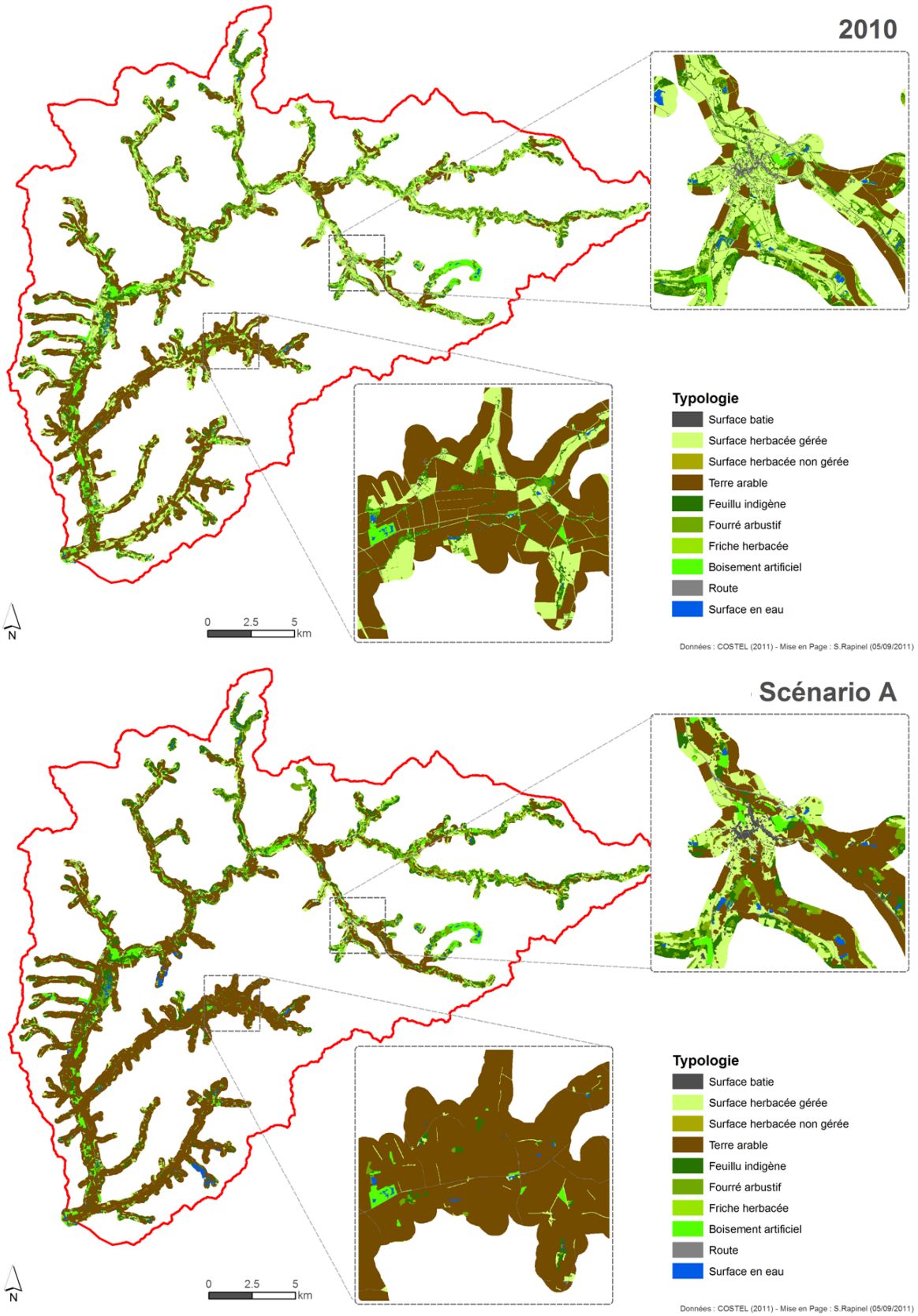


Figure 8.9 – Cartes d'occupation du sol observée en 2010 (haut) et simulée pour le scénario A (bas)

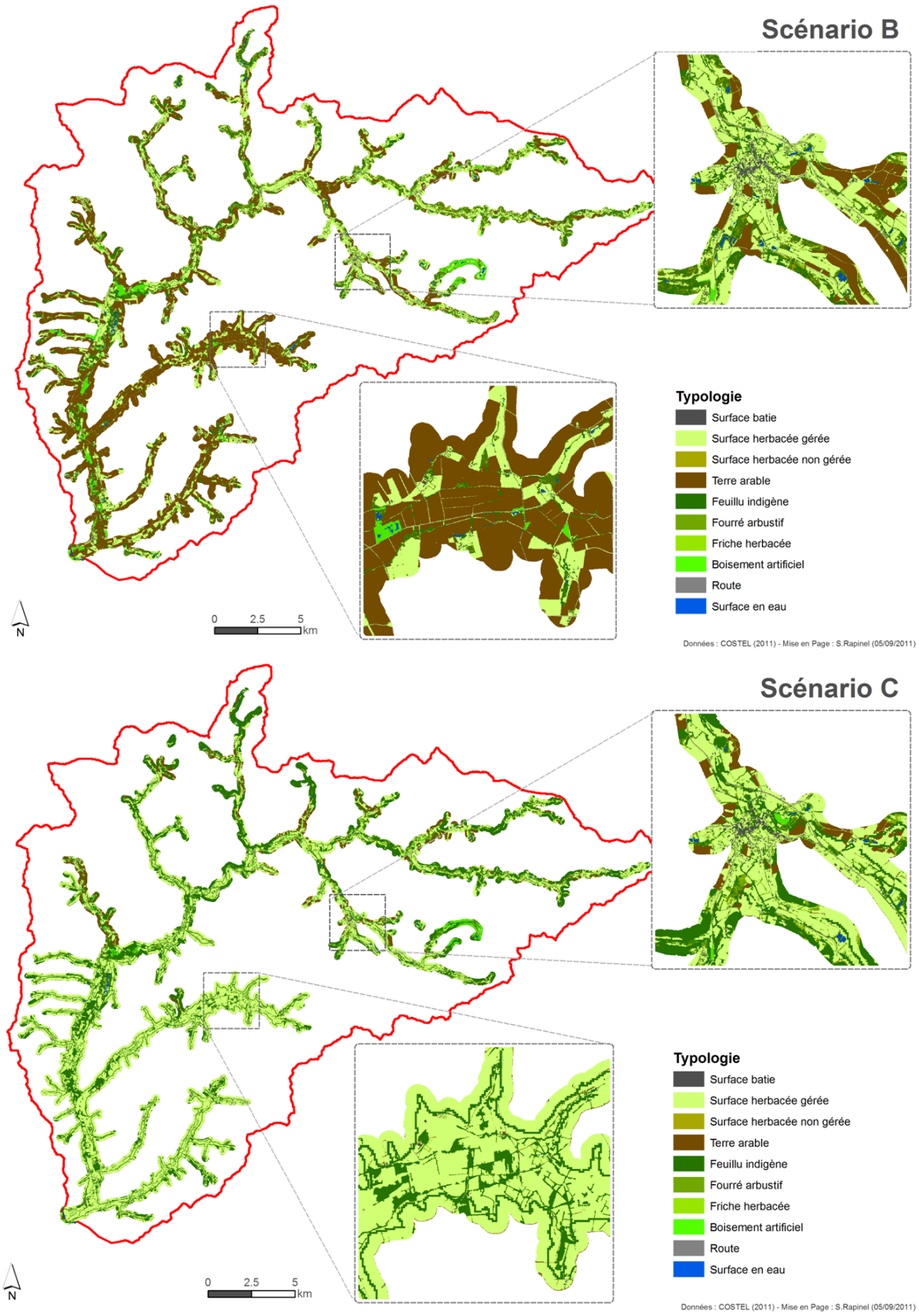


Figure 8.10 - Cartes d'occupation du sol simulée pour le scénario B (haut) et le scénario C (bas)

8.1.5. Discussion

Les cartes d'occupation des sols simulées par approche prospective à l'horizon 2030 pour les trois scénarios ont permis de spatialiser les changements sur l'ensemble des ZDH du bassin-versant de la Lizonne. Ces évolutions ont été déterminées à partir de facteurs de changements identifiés selon la dynamique passée (1959-2010). Les couches de l'occupation du sol des zones humides du bassin versant de la Lizonne ont été effectuées à partir de photographies aériennes noir et blanc pour 1959 et de données LiDAR et photographies couleurs pour 2010. Les résultats statistiques d'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010 ne montrent pas de changements significatifs, les proportions de chaque classe étant les mêmes. Cependant, la stabilité globale de la part des surfaces boisées masque en réalité une diminution nette du réseau bocager, compensée par un enfrichement des terres agricoles isolées.

Le prétraitement des photographies aériennes de 1959 a été long et a nécessité l'aide de deux personnes à plein temps pendant 15 jours pour assembler, corriger géométriquement et géoréférencer l'ensemble des clichés. La précision horizontale moyenne des images utilisées pour l'extraction de l'occupation des sols est estimée à moins de 1 mètre. Toutefois, sur certains secteurs, la précision peut être inférieure (≅ 10 mètres) en raison du nombre insuffisant de points de calage qui est expliqué par l'absence de repères fixes (routes, corps de ferme...). Cependant, ces erreurs sont ponctuelles, localisées en marges des zones humides et n'ont que peu d'impacts sur la précision de la couche d'occupation du sol produite. La qualité des clichés et l'absence de relevés terrain effectués en 1959 nous a contraint à définir une nomenclature simplifiée en quatre classes. Il aurait été intéressant de pouvoir distinguer les prairies des cultures afin de quantifier et spatialiser leurs dynamiques. Toutefois, des entretiens avec d'anciens exploitants agricoles nous ont permis de mieux connaitre les modes de gestion agricoles des années 50 et les spécificités locales. Mais ces informations orales et non spatialisées ne permettent pas d'affiner la nomenclature utilisée. Pour cette raison, la conversion des prairies en cultures n'a pu être spatialisée ni quantifiée, alors qu'il s'agit d'un changement majeur des zones humides. Les clichés aériens acquis à des dates ultérieures (années 1970) sont probablement de meilleure qualité mais n'auraient pas permis de reconstituer l'occupation du sol avant les réformes de modernisation agricoles.

La couche d'occupation du sol de 1959 a été produite au 1/25 000ème, contrairement à celle de 2010 produite au 1/5 000ème. Malgré les traitements SIG, le croisement de ces deux couches entraîne certaines incohérences, en particulier sur les objets de faible superficie comme les surfaces bâties.

La simulation de l'évolution de l'occupation du sol a été effectuée à partir de descripteurs dérivés de données de différente nature. L'analyse de la précision de ces descripteurs met en lumière l'intérêt et les limites de ces données. La pente a été obtenue à partir d'un MNT LiDAR sous échantillonné à 2 mètres. En effet, un calcul à 0,5 mètre produit une carte des pentes trop détaillée et non adaptée à l'objectif, qui est d'évaluer l'accessibilité d'une parcelle. Pour les même raisons, l'indice CTI (Compound Topographic Index) a également été dérivé d'un MNT à 2 mètres. Le CTI permet d'estimer l'hydromorphie potentielle des sols à partir de critères topographiques. L'hydromorphie réelle dépend aussi du fonctionnement du réseau de drainage et de la perméabilité du sol. Le bassin versant de la Lizonne étant très perméable et drainé, la fiabilité de cet indice reste limitée. De plus, les modifications anthropiques comme les remblais de routes entraînent une surestimation de l'hydromorphie des sols en amont de ces ouvrages. L'utilisation du CTI à des échelles fines est donc à privilégier sur des milieux aux sols peu

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

perméables, peu drainés, faiblement anthropisés et avec une pente marquée. Dans les autres cas, l'utilisation d'un indicateur indirect, comme la végétation, est à privilégier même si elle dépend également du mode de gestion agricole.

Le type d'orientation agricole a été estimé à partir du ratio sol nu/SAU, ce qui permet d'obtenir une information spatialisée sur l'ensemble du bassin. Cependant, à la date d'acquisition (08 février) certaines cultures d'hiver ont une couverture du sol importante.

Les types de sols ont été dérivés de la carte de mise en valeur des sols produite en 1970 dans l'objectif de mettre en valeur le potentiel agronomique des sols. Cette carte est très corrélée à l'occupation du sol actuelle, les sols classés comme fort potentiel agronomique étant mis en culture.

La simulation du réseau hydrographique a été effectuée par photo-interprétation en fonction des changements d'occupation du sol observés. Si la mise en place d'un nouveau réseau hydrographique sur les zones de cultures est très probable, la vitesse de comblement des fossés en zone de déprise est plus difficile à estimer.

Les facteurs de changement ont été identifiés qualitativement à partir des changements d'occupation du sol observés entre 1959 et 2010, des informations orales recueillies auprès d'anciens exploitants agricoles et de la littérature. Une analyse quantitative aurait permis de déterminer des poids spécifiques à chaque facteur et d'affiner la qualité de la simulation. Cependant, l'objectif de ces recherches est plus d'analyser les évolutions des fonctionnalités potentielles des zones humides selon les changements d'occupation du sol plutôt que de déterminer précisément les trajectoires de changement. Les cartes d'occupation du sol qui ont été simulées permettent de disposer de situations opposées - de dégradation ou de restauration des zones humides.

L'approche par analyse multicritères permet de simuler spatialement les évolutions d'occupation du sol à partir de facteurs de changements. Elle permet d'associer, à travers un processus de standardisation des données issues de sources multiples avec des échelles ou des nomenclatures différentes. Cependant, ce processus nécessite une rastérisation des données, définie ici à 8 mètres pour des raisons de mémoire informatique. Cette diminution de la précision des données peut entraîner une perte d'information des objets les plus étroits comme par exemple le réseau routier, les cours d'eau ou le réseau bocager. Une rastérisation des données à 2 m semble être la résolution minimale pour préserver ces objets.

La méthodologie hybride d'extraction de l'occupation du sol en 1959 associe une approche automatique à une phase de photo-interprétation. L'approche automatique, orientée-objet, utilise une classification par critère de contraste avec les objets voisins. Ce critère permet de s'affranchir de la variabilité spectrale des clichés aériens, principale limite rencontrée avec des approches « pixel » de classification (Blaschke, 2010). Grâce aux éléments extraits par approche automatique, la phase de photo-interprétation est allégée, en particulier pour la détection des éléments boisés.Les cartes de simulations de l'occupation des sols selon trois scénarios permettent de spatialiser les changements sur l'ensemble des zones humides du bassin-versant de la Lizonne. Elles seront utilisées pour d'évaluer l'impact de ces changements sur l'efficacité relative des fonctions des zones humides.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

8.2. L'évaluation des fonctions des zones humides et de leur vulnérabilité en fonction des scénarios

A partir des couches d'occupation du sol et du réseau hydrographique simulées, une évaluation des fonctions potentielles des zones humides a été produite pour chacun des trois scénarios. La comparaison des évaluations simulées avec la situation actuelle (2010) permet de spatialiser et de qualifier les secteurs de vulnérabilité et de restauration pour chaque fonction des zones humides du bassin versant de la Lizonne.

8.2.1. Données et méthode

L'évaluation des fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin versant nécessite des données décrivant la micro-topographie, le réseau hydrographique et la végétation (voir CHAPITRE 2 : section 2.2).

Dans notre cas, les données utilisées pour évaluer les fonctions des zones humides sur le bassin-versant de la Lizonne sont :

- Les cartes de l'occupation du sol simulées des zones humides au 1/25 000ème pour les trois scénarios ;
- Les cartes du réseau hydrographique simulées pour les trois scénarios ;
- Le Modèle Numérique de Cours d'Eau ou MNCE;
- La carte des HGMU surfaciques.

L'évaluation des fonctions des zones humides sur le bassin versant pour les trois scénarios a été conduite selon la même méthodologie que celle qui a été utilisée pour l'évaluation des fonctions en 2010 (voir CHAPITRE 7 : section 7.1.1.1). Ainsi, les descripteurs et indicateurs fonctionnels ont été mis à jour suivant les modifications apportées aux cartes d'occupation du sol et du réseau hydrographique. Seuls les descripteurs et indicateurs dépendants de la géomorphologie, considérés comme invariants à l'échelle temporelle de l'étude, sont restés identiques par rapport à la situation en 2010.

La vulnérabilité des zones humides selon les scénarios a été ensuite estimée à l'échelle des HGMU pour chaque fonction de la façon suivante :

Vulnérabilité = Intensité de la fonction $_n$ **Scénario A -** Intensité de la fonction $_n$ en **2010**

Dans le cas du scénario A, la vulnérabilité correspond à la perte potentielle d'efficacité relative de fonctionnalité générée par la poursuite du phénomène d'intensification de l'agriculture observée dans les décennies précédentes.

L'intensité de la vulnérabilité a été qualifiée en seuillant cette dernière en cinq classes d'intervalles identiques (Tableau 8.15).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

Tableau 8.15 - Seuillage de l'intensité de la vulnérabilité en cinq classes

VULNÉRABILITÉ	INTENSITÉ
Nulle	x > 0
Faible	-25<x< 0
Moyenne	-50<x< -25
Forte	-75<x< -50
Très forte	x < -75

Les secteurs prioritaires de restauration ont ensuite été déterminés à l'échelle des HGMU pour chaque fonction de la façon suivante:

Restauration = Intensité de la fonction $_n$ **Scénario C -** Intensité de la fonction $_n$ en **2010**

La restauration correspond à un gain potentiel d'intensité de fonctionnalité dans le cas de mise en place de mesures environnementales fortes. L'intensité de la restauration a été seuillée en cinq classes d'intervalles identiques (Tableau 8.16).

Tableau 8.16 - Seuillage de l'intensité de la restauration en cinq classes

RESTAURATION	INTENSITÉ
Nulle	x < 0
Faible	0<x< 25
Moyenne	25<x< 50
Forte	50<x<75
Très forte	x > 75

8.2.2. Résultats

8.2.2.1. Évolution de l'intensité des fonctions suivant les scénarios

Les résultats des évaluations fonctionnelles pour 2010 et les 3 scénarios sont présentés sous formes cartographiques (Annexe D) et synthétisés sous forme statistique (Tableau 8.17). Globalement, la situation en 2010 montre que l'intérêt est moyen pour la fonction « écrêtage de crue », fort pour la fonction « soutien à l'étiage » et « habitat » et faible pour la fonction « dénitrification ». La situation simulée pour le scénario A montre une diminution de l'efficacité relative des fonctions hydrologiques, une hausse l'efficacité relative pour la fonction dénitrification et une baisse marquée pour la fonction habitat. Dans le scénario B, la situation est stable pour les fonctions hydrologiques et la fonction habitat mais l'efficacité relative pour la fonction dénitrification augmente. Dans le scénario C, l'efficacité relative augmente modérément pour les fonctions hydrologiques, fortement pour la fonction dénitrification, et reste stable pour la fonction habitat.

- Fonction écrêtage de crue

Pour la fonction écrêtage de crue, l'évaluation menée pour la situation en 2010 montre qu'une part importante des zones humides à une efficacité relative faible à très faible (34,1 % de

la superficie totale), 43,0 % à une efficacité relative moyenne (43 % de la superficie totale), et 22,5 % à une efficacité relative fort à très fort. Les changements d'occupation du sol simulés pour le scénario A entrainent une diminution des zones humides ayant un une efficacité relative fort à très fort (- 10,8 % de la superficie totale) au profit d'efficacité relative faible à très faible. Cette évolution est en partie expliquée par la mise en place d'un réseau de drainage plus performant associé aux nouvelles cultures qui a pour effet d'évacuer plus rapidement les eaux vers le cours d'eau. Malgré le peu de changements simulés pour le scénario B, on observe une légère diminution des secteurs d'intensité faible à très faible (- 1,5 % de la superficie totale). Ces secteurs correspondent à des cultures remplacées par des prairies avec un réseau hydrographique moins drainant. Pour le scénario C, on note une baisse sensible des secteurs avec une efficacité relative faible à très faible (- 14,6 % de la superficie totale) qui peut être expliquée par la restauration de secteurs de dépression en prairies.

– Fonction soutien à l'étiage

Pour la fonction soutien à l'étiage, la situation en 2010 montre que 16,4 % de la superficie totale à une efficacité relative faible à très faible, 34,2 % une efficacité relative moyenne et 22,5 % une efficacité relative forte à très forte. Les évolutions pour le scénario A montrent une baisse significative des secteurs d'intérêt fort à très fort (- 19,4 %) expliquée par l'irrigation importante des cultures et la transpiration ligneuse importante dans les zones de déprise. Dans le scénario B, la situation est stable avec une légère baisse des secteurs une efficacité relative forte (- 1,3 %) au profit d'un intérêt moyen. Dans le scénario C, la hausse des secteurs d'intérêt fort à très fort est notable (+ 20,1 %) et s'explique en partie par une diminution de l'irrigation.

– Fonction dénitrification

Pour la fonction dénitrification, la situation en 2010 montre que la grande majorité de la superficie des zones humides (91,1 %) présente un une efficacité relative faible à très faible. Cette situation peut s'expliquer par la présence quasi-systématique de réseau hydrographique en bordure de la zone qui dérive vers les cours d'eau les transferts de matières azotées en provenance du versant. Dans le scénario A, la situation s'améliore un peu (- 13,1 % de surfaces avec une efficacité relative faible à très faible) et s'explique par l'augmentation des quantités d'intrants associées aux nouvelles cultures. Dans le scénario B, les surfaces avec un une efficacité relative faible à très faible diminuent de 30,0 % au profit de surfaces avec un une efficacité relative moyenne. Cette évolution est expliquée par la suppression d'une partie des fossés de bordure de zones humides et par la mise en place de réseau bocager sur la limite zone humide/versant. Dans le scénario C, la diminution des secteurs d'efficacité relative faible à très faible est très marquée (- 80,1 %) et s'explique par les mêmes aménagements que ceux entrepris dans le scénario B, mais dans des proportions plus importantes. De plus, la diminution du réseau hydrographique entraine une hausse de l'hydromorphie des sols favorable au processus de dénitrification.

– Fonction habitat

Pour la fonction habitat, la situation en 2010 est bonne avec 69,5 % de la superficie totale présentant une efficacité relative forte à très forte et seulement 5,8 % présentant un une efficacité relative faible. Cette situation est expliquée par la diversité paysagère marquée présentant une alternance de milieux ouverts et fermés. Dans le scénario A, la part des secteurs d'efficacité relative fort à très fort diminue sensiblement (- 41,5 % de la superficie totale). Cela s'explique par la baisse de la diversité paysagère avec l'arasement des haies et une uniformisation du paysage,

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

sous forme de cultures en secteurs exploités et de boisement dans les secteurs abandonnés. Dans le scénario B, la situation est stable. Dans le scénario C, la part des surfaces présentant une efficacité relative faible diminue de 4,1 % et est expliquée par la restauration du réseau bocager et des prairies. Mais dans le même temps, la part des secteurs présentant une efficacité relative très forte baisse également de 5,1 %. Cela s'explique par l'homogénéisation du paysage composé essentiellement de prairies et de bois (disparition des surfaces en eau et des cultures).

Tableau 8.17 – Pourcentage de la superficie totale des zones humides par classe d'intensité et par fonction en 2010 et évolutions pour les scénarios A, B et C.

Fonction	Classe	2010	Évol. Sc. A	Évol. Sc. B	Évol. Sc. C
Écrêtage de crue	Très faible	4,5	+ 9,2	- 0,1	- 3,7
	Faible	29,6	+ 0,9	- 1,4	- 10,9
	Moyen	43,3	+ 0,7	+ 0,9	+ 9,1
	Fort	18,3	- 6,7	+ 1,0	+ 2,6
	Très fort	4,2	- 4,1	- 0,5	+ 2,8
Soutien à l'étiage	Très faible	0,8	+ 0,4	+ 0,0	- 0,8
	Faible	15,6	+ 9,0	+ 0,2	- 14,7
	Moyen	34,2	+ 10,0	+ 1,0	- 4,7
	Fort	36,2	- 9,4	- 1,3	+ 16,9
	Très fort	13,1	- 10,0	+ 0,2	+ 3,2
Dénitrification	Très faible	7,3	- 0,1	- 3,8	- 7,2
	Faible	83,8	- 13,0	- 26,6	- 72,9
	Moyen	8,9	+ 13,1	+ 30,2	+ 59,7
	Fort	0,0	+ 0,0	+ 0,2	+ 20,4
	Très fort	0,0	+ 0,0	+ 0,0	+ 0,0
Habitat	Très faible	0,0	+ 0,6	+ 0,0	+ 0,0
	Faible	5,8	+ 33,3	- 0,1	- 4,1
	Moyen	24,7	+ 7,6	+ 0,4	+ 8,4
	Fort	63,5	- 36,4	+ 0,1	+ 0,7
	Très fort	6,0	- 5,1	- 0,4	- 5,1

8.2.2.2. Évaluation de la vulnérabilité et de la restauration

Les résultats sur la vulnérabilité et la restauration des fonctions potentielles des zones humides sont présentés sous formes statistiques (Figure 8.11) et cartographiques (Figure 8.12, Figure 8.13, Figure 8.14 et Figure 8.15).

– Fonction écrêtage de crue

Pour la fonction potentielle écrêtage de crue, 61,3 % de la superficie des zones humides n'est pas ou peu vulnérable. Seulement 13,7 % de la surface est soumis à une vulnérabilité forte ou très forte. Les sites les plus vulnérables sont localisés sur la partie intermédiaire du bassin de la Lizonne (Figure 8.12, haut) et correspondent à des zones de dépression mises en culture dans le scénario A. Le potentiel de restauration est globalement faible pour cette fonction avec 26,6 % de la superficie ayant une intensité moyenne à forte. Ces secteurs se situent sur la partie aval de la Lizonne ainsi que sur le sous bassin de la Pude (Figure 8.12, bas). Ces secteurs correspondent à des zones de dépression actuellement en culture ou boisement artificiel et qui seraient restaurées en prairies dans le scénario C.

– Fonction soutien à l'étiage

Pour la fonction soutien à l'étiage, 66,6 % de la superficie des zones humides n'est pas ou peu vulnérable et 13,7 % de la superficie a une vulnérabilité forte à très forte. Comme pour la fonction écrêtage de crue, les secteurs les plus vulnérables se situent dans des dépressions qui seraient mises en culture dans le cadre du scénario A (Figure 8.13, haut). La majorité de zones humides (64,4 % de la superficie totale) a un potentiel de restauration faible à nul pour la fonction soutien à l'étiage. Les secteurs qui ont un potentiel de restauration fort à très fort (23,2 %) sont localisés sur les cultures de 2010 restaurées en prairies selon le scénario C (Figure 8.13, bas).

– Fonction dénitrification

Pour la fonction dénitrification, la grande majorité des zones humides a une vulnérabilité nulle à faible (96,5 % de la superficie totale). Cette situation est expliquée par la faible intensité de cette fonction en 2010. Le potentiel de restauration est fort à très fort pour 48,3 % de la superficie totale des zones humides. Les secteurs potentiellement intéressant sont localisés sur la partie intermédiaire et aval du bassin versant de la Lizonne (Figure 8.14, bas).

– Fonction habitat

Pour la fonction habitat, une grande partie des zones humides (43,0 %) a une vulnérabilité forte à très forte. Cela s'explique par l'intensité de la fonction majoritairement élevée en 2010. Les secteurs les plus vulnérables sont localisés sur l'aval de la Lizonne et le long de la Pude (Figure 8.15, haut). Le potentiel de restauration est essentiellement nul à faible (90,1 % de la superficie totale). Les quelques secteurs potentiellement intéressants sont localisés en tête de bassin ou en bordure des zones humides (Figure 8.15, bas).

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

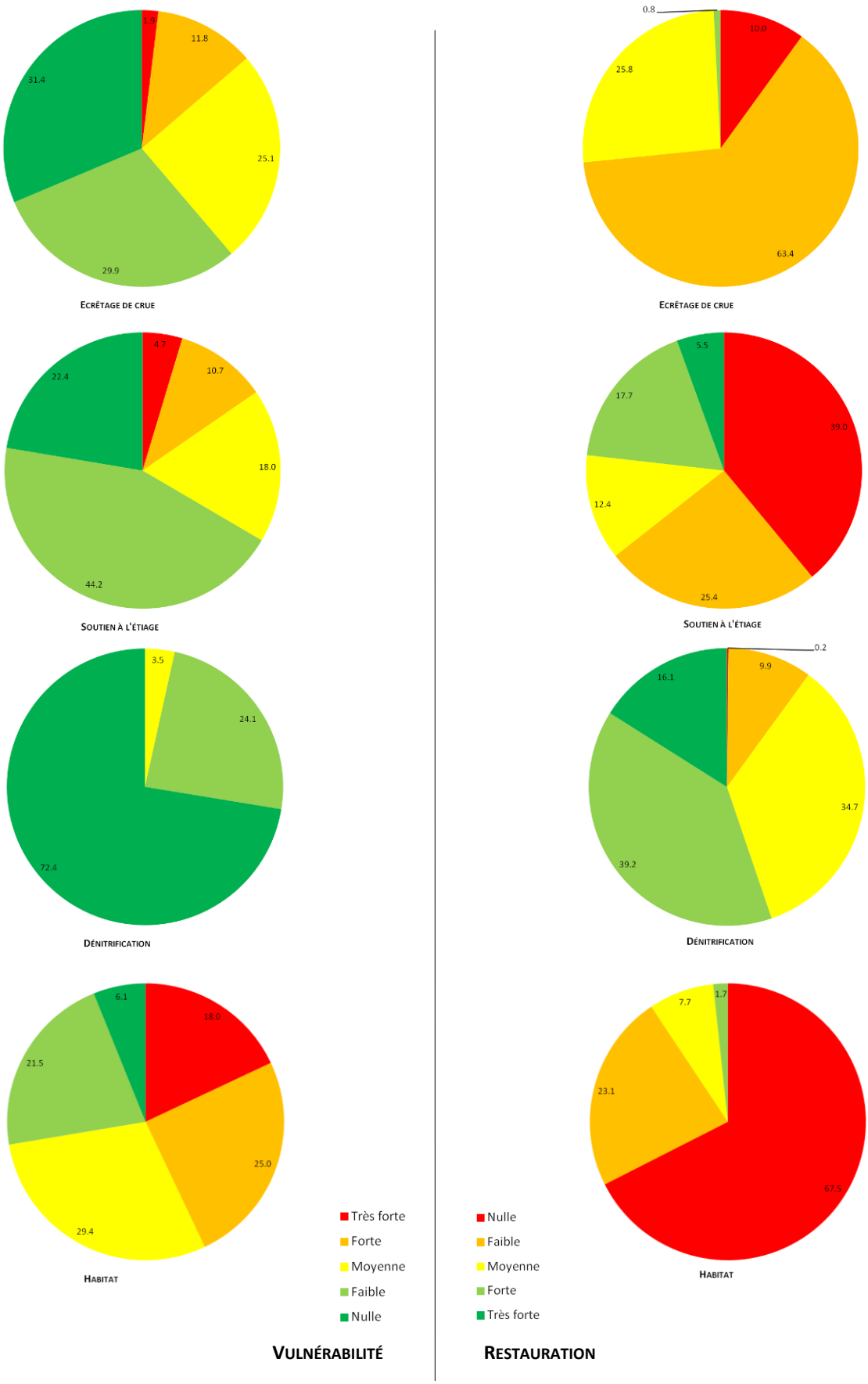


Figure 8.11 – Vulnérabilité et restauration des fonctions des zones humides (exprimée en % de surface totale)

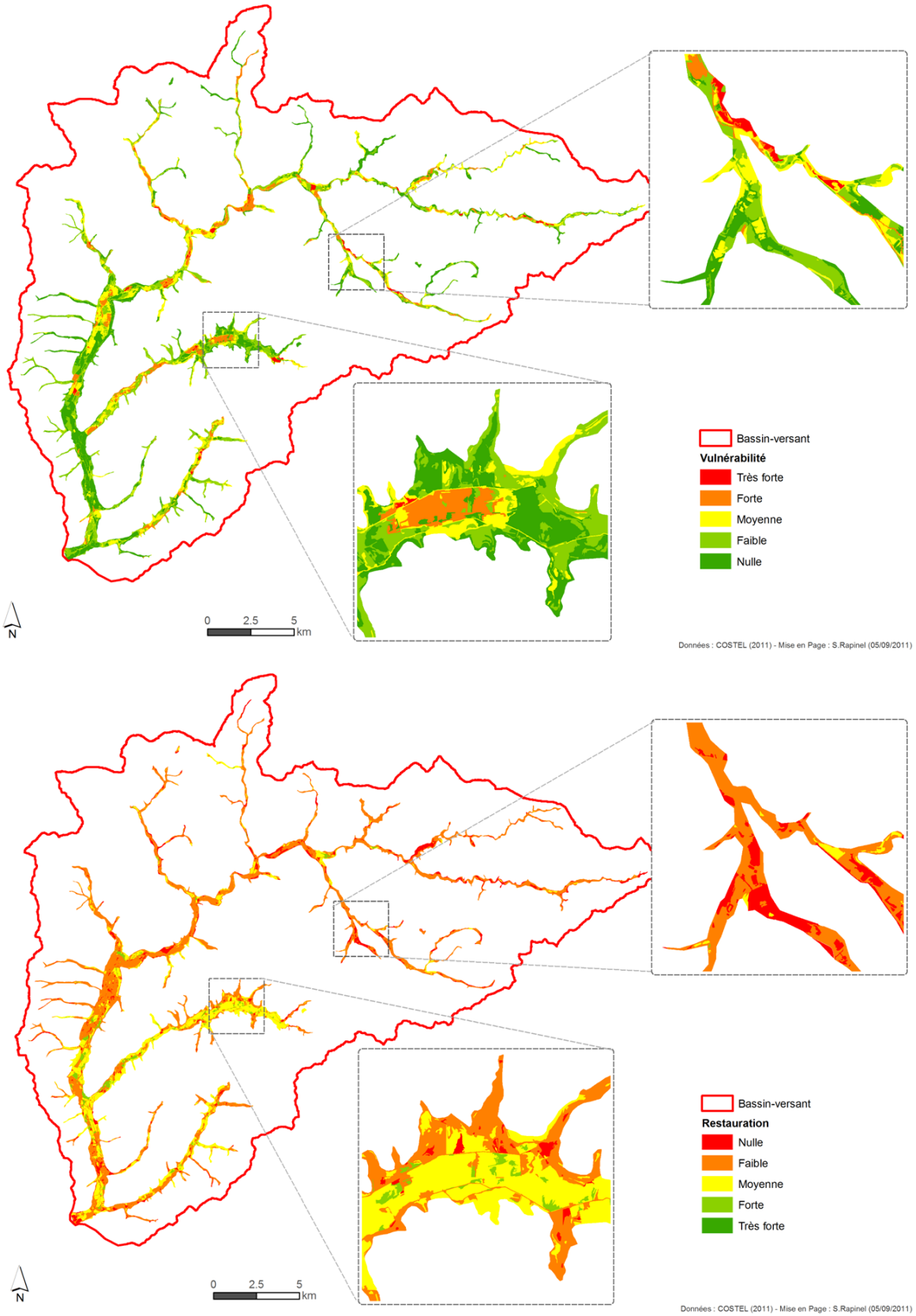


Figure 8.12 – Cartes de vulnérabilité (haut) et de priorité de restauration (bas) pour la fonction écrêtage de crue

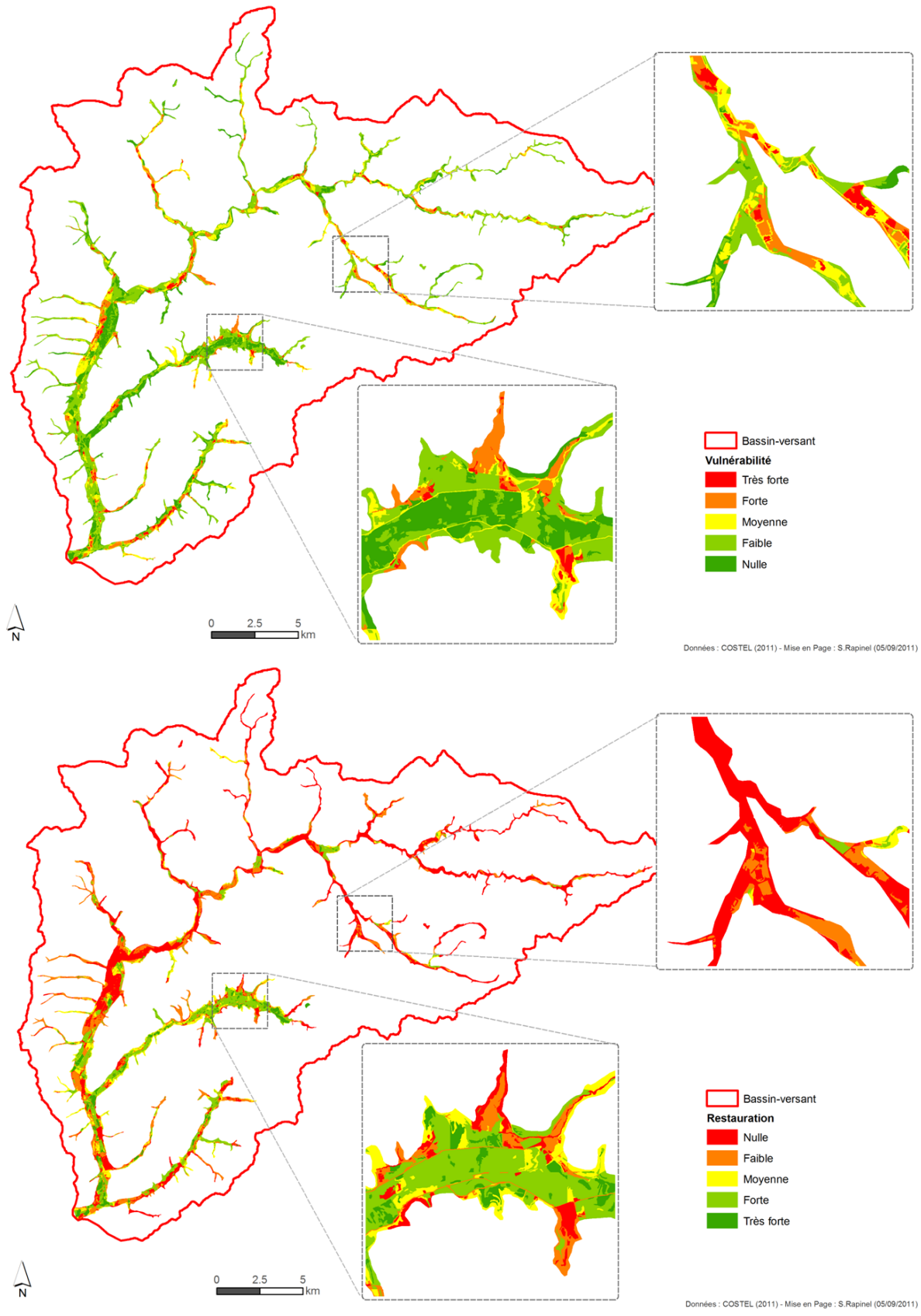


Figure 8.13 – Cartes de vulnérabilité (haut) et de priorité de restauration (bas) pour la fonction soutien à l'étiage

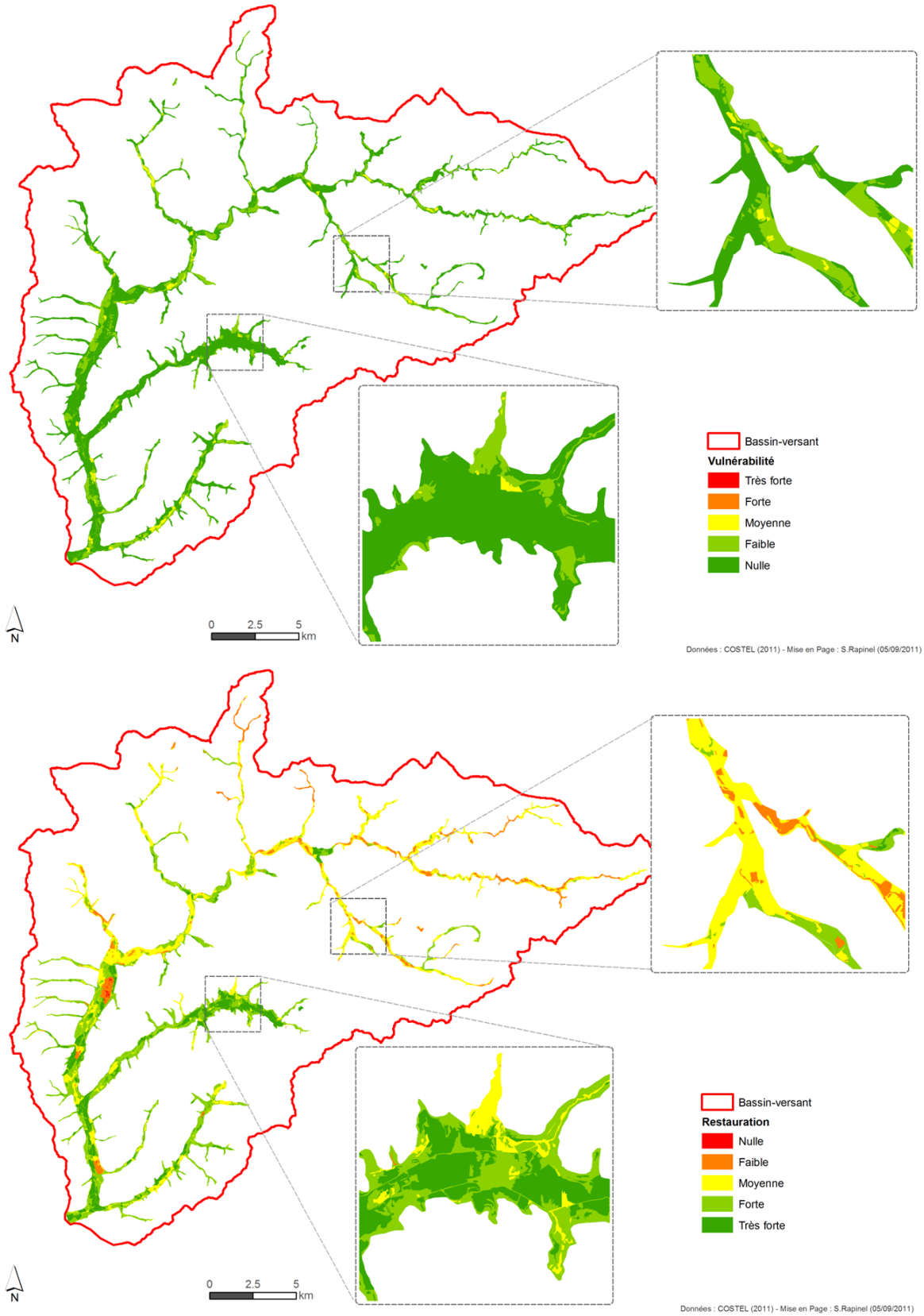


Figure 8.14 – Cartes de vulnérabilité (haut) et de priorité de restauration (bas) pour la fonction dénitrification

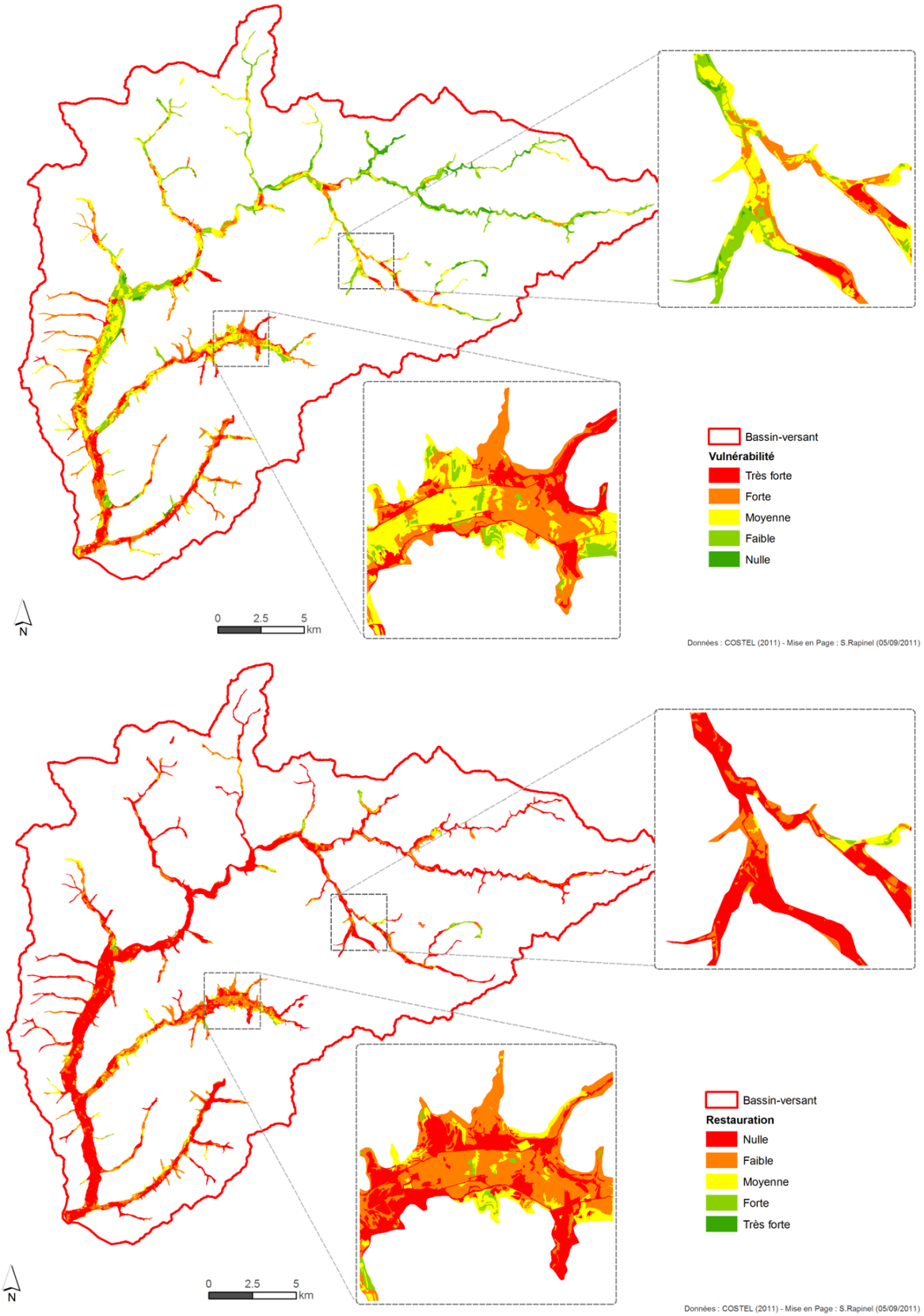


Figure 8.15 – Cartes de vulnérabilité (haut) et de priorité de restauration (bas) pour la fonction habitat

8.2.3. Discussion

Les résultats montrent les marges de progression ou de diminution des efficacités relatives des processus fonctionnels face aux changements d'occupation du sol. Il apparait que la fonction dénitrification soit la plus sensible. En revanche, les fonctions hydrologiques sont moins sensibles car très dépendantes de la géomorphologie du terrain qui n'évolue pas. Dans le scénario C, la situation de l'occupation du sol et du réseau hydrographique peut paraitre idéale pour augmenter significativement l'intérêt de plusieurs processus fonctionnels. Cette approche est originale car elle permet d'évaluer pour chaque HGMU l'impact des changements de l'occupation des sols sur l'efficacité relative des fonctions des zones humides sur l'ensemble d'un bassin versant. Les cartes de vulnérabilité et de potentiel de restauration des fonctions des zones humides permettent de spatialiser les sites présentant un intérêt fort et à protéger mais aussi ceux pouvant faire l'objet d'une amélioration significative de leur intérêt fonctionnel.

Les processus de traitements par analyse multi-critères au format raster sont longs et gourmands en ressources informatiques. Pour cette raison, il est souvent nécessaire de diminuer la résolution spatiale des données. Les données d'occupation du sol utilisées pour l'évaluation fonctionnelle des zones humides ont été dégradées à 8 mètres de résolution. Cette dégradation peut avoir un impact sur l'évaluation fonctionnelle puisque certains éléments linéaires (bocages, routes…) ont pu être en partie dégradés. Plusieurs logiciels d'aide à la décision (Ecosystem Management Decision Support System - EMDS) sont en développement sous SIG (Maltby *et al.*, 2009 ; Burstein *et al.*, 2008) et pourrait permettre d'observer de façon dynamique et spatialisée l'impact d'un changement d'occupation du sol sur le renforcement de l'efficience des fonctions des zones humides au sein du bassin-versant. Les données topographiques dérivées du MNT LiDAR n'ont pas été modifiées. Cependant, certains travaux d'aplanissement du terrain potentiellement effectués pour la mise en place de nouvelles cultures ne sont pas pris en compte ici. La méthode d'évaluation fonctionnelle est la même pour la situation en 2010 que pour les simulations des scénarios, à l'exception du descripteur « indicateur de productivité nette » qui nécessite l'utilisation de données satellitaires. Il s'agit d'un des huit descripteurs pris en compte pour l'évaluation de la fonction dénitrification en 2010. La comparaison des efficacités relatives de cette fonction entre 2010 et les trois scénarios doit tenir compte de constat.

L'évaluation de la fonction soutien à l'étiage en 2010 montre un potentiel élevé sur les zones humides du bassin de la Lizonne. Pourtant, ce bassin est touché par des problèmes d'étiages sévères et récurrents (Lemoine, 2009). Il convient de rappeler que les zones humides ne représentent que 9,2 % de la surface totale du bassin versant de la Lizonne et qu'elles ne peuvent compenser à elles seules les prélèvements d'eau utilisés pour l'irrigation sur l'ensemble du bassin versant.

La démarche de prospective présentée ici pourrait être complétée à partir des résultats obtenus en comparant les coûts induits par les changements d'occupation du sol auprès de l'activité agricole avec les augmentations des intérêts fonctionnels. Pour cela, le logiciel DEFINITE (Janssen *et al.*, 2005) permettrait d'analyser le rapport coûts/services rendus par les zones humides selon chaque scénario.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

SYNTHÈSE DU CHAPITRE 8 :

Des changements d'occupation du sol et du réseau hydrographique des zones humides ont été simulés à partir de trois scénarios d'évolution. Le scénario A, tendanciel, décrit une intensification de l'agriculture et une absence de gestion des zones humides. Le scénario B, médian, intègre une gestion raisonnée avec une prise en compte *a minima* des zones humides. Le scénario C, environnemental, est celui d'une gestion durable des zones humides par les agriculteurs et les gestionnaires de l'eau. L'analyse de photographies aériennes de 1959 a permis de connaître l'évolution des surfaces boisées et des surfaces en eau. En revanche, la qualité des clichés n'a pas permis de discriminer les prairies des cultures. En conséquence, les facteurs expliquant les changements d'occupation des sols ont été déterminés de façon complémentaire à partir d'informations qualitatives recueillies auprès d'anciens exploitants agricoles et d'après des travaux scientifiques effectués sur les mêmes problématiques sur un bassin versant breton. La combinaison des facteurs de changement ainsi identifiés par une approche multicritères a permis de produire de nouvelles cartes d'occupation du sol et du réseau hydrographique pour chaque scénario à l'horizon 2030. Ces informations simulées et spatialisées ont permis de déterminer l'impact des changements d'occupation du sol et du réseau hydrographique sur les fonctions des zones humides. Il apparaît que les fonctions hydrologiques sont moins sensibles à ces changements en raison de l'importance des descripteurs géomorphologiques non affectés par ces simulations. En revanche, les fonctions biogéochimiques et écologiques sont les plus sensibles aux changements d'occupation des sols. La comparaison entre les couches d'évaluation des fonctions des zones humides de 2010 et celles correspondant aux scénarios A et C a permis de spatialiser pour l'ensemble des zones humides et pour chaque fonction les secteurs vulnérables et ceux présentant un fort potentiel de restauration. Ces couches d'informations peuvent être utilisées par les gestionnaires des zones humides comme un outil d'aide à la décision. Cependant, le processus de traitement par analyse multicritère appliqué ici ne permet pas d'avoir une vision dynamique des impacts des aménagements sur les fonctions des zones humides. L'implémentation des couches d'occupation du sol dans un logiciel d'aide à la décision intégré à un SIG pourrait répondre à cette question.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CONCLUSION DE LA TROISIÈME PARTIE

L'analyse des données micro-topographiques, des couches du réseau hydrographique et de la végétation dérivées des données de télédétection THRS nous a permis de produire des descripteurs spatialisés de l'état fonctionnel actuel des zones humides sur l'ensemble de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne. Les secteurs vulnérables et/ou à restaurer en priorité vis-à-vis d'une fonction donnée ont pu être mis en évidence grâce à la simulation de changements d'occupation du sol selon trois scénarios contrastés d'évolution de l'occupation des sols.

La première étape de la démarche d'évaluation de l'état fonctionnel des zones humides consiste à délimiter les HGMU. Une approche par photo-interprétation du MNT LiDAR nous a permis de délimiter et caractériser les HGMU au 1/5 000ème sur un site de quelques hectares. Cette cartographie, qui s'inscrit à l'échelle du terrain, permet d'affiner considérablement les résultats obtenus à partir d'observations terrain et constitue un apport intéressant à la démarche FAP sur un site de taille réduite. Dans le cadre d'une approche opérationnelle mise en œuvre sur un site plus étendu, nous avons privilégié une autre approche basée sur des gradients topographiques, certes moins détaillée (précision au 1/25 000ème), mais automatique, générique et robuste. Ainsi, la délimitation et la caractérisation des HGMU ont pu être effectuées sur l'ensemble des zones humides de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne à partir des caractéristiques topographiques dérivées des données LiDAR.

La deuxième étape de la démarche correspond à la spatialisation des descripteurs de l'état fonctionnel des zones humides utilisés dans l'approche FAP à partir des couches d'information spatialisées (microtopographie, réseau hydrographique et végétation) précédemment dérivées des données de télédétections THRS. Les descripteurs utilisés dans la procédure FAP et associés aux caractéristiques pédologiques et géologiques n'ont pas pu être caractérisés à partir des données de télédétection THRS. En revanche, les descripteurs liés à la végétation, au réseau hydrographique ou à la microtopographie ont pu être spatialisés sur l'ensemble des zones humides. Les fonctions potentielles des zones humides ont été évaluées grâce à un croisement d'indicateurs sous SIG.. Ainsi, l'approche mise en œuvre est une simplification de la procédure FAP. Malgré cette simplification, les résultats obtenus pour les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques semblent globalement cohérents au vu des observations effectuées sur le terrain, aussi bien sur la Lizonne que sur la ZAA. Il serait intéressant de pouvoir renforcer la validation de ces cartes à l'aide d'autres mesures et observations de terrain. A ce stade, on peut considérer que les cartes produites sur les fonctions potentielles des zones humides peuvent déjà constituer un outil d'aide à la gestion de ces milieux à une échelle territoriale.

Une fois l'état fonctionnel actuel des zones humides évalué, nous avons cherché à simuler les changements des zones humides du bassin-versant de la Lizonne afin d'évaluer l'impact de ces changements sur leurs fonctions. Pour cela, nous avons modifié la végétation et le réseau hydrographique selon trois scénarios normatifs contrastés (tendanciel, médian et environnemental). Les évolutions des intensités de fonctions entre les situations simulées et actuelles nous ont permis d'identifier les secteurs vulnérables mais aussi ceux à restaurer en priorité vis-à-vis de chacune des fonctions considérées.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette thèse montre les potentialités des données de télédétection THRS pour évaluer certaines fonctions des zones humides à l'échelle d'un bassin-versant.

Les zones humides remplissent des fonctions qui apportent des services à la société, tant d'un point de vue de la biodiversité, que de la qualité et de la quantité de la ressource en eau. Or les modifications de ces milieux, essentiellement dues dans les dernières décennies à des actions anthropiques, ont entraîné des variations importantes au niveau de leurs fonctions, soulevant ainsi de forts enjeux en termes de gestion. Les gestionnaires ont actuellement besoin non seulement de délimiter les zones humides de leur territoire, mais aussi d'évaluer leurs fonctions afin d'y mener des actions de protection, d'entretien ou de réhabilitation efficaces.

Les recherches pluridisciplinaires menées à l'échelle européenne par plusieurs équipes dans le cadre du programme EVALUWET ont abouti en 2009 à l'élaboration d'un outil d'évaluation des fonctions des zones humides pour des sites de quelques hectares (FAP, Functional Assessment Procedure). Cet outil a permis à partir d'observations effectués sur le terrain sur la végétation, la microtopographie, les sols ou la présence de surfaces et de linéaires en eau d'évaluer l'intensité de plusieurs processus fonctionnel pour chaque unité hydrogéomorphologique (HGMU) de la zone humide. Toutefois, la mise en œuvre de cette procédure sur des sites plus étendus, qui nécessite une simplification de la démarche, n'avait jamais été entreprise.

Parallèlement, l'analyse de l'état de l'art des travaux récemment effectués en télédétection nous a montré le potentiel des données THRS pour la délimitation et la caractérisation des zones humides. Plus précisément, plusieurs travaux ont montré l'intérêt des données optiques multispectrales et LiDAR pour caractériser respectivement les formations végétales et la microtopographie. Toutefois, la plupart de ces travaux scientifiques ont été effectués sur des sites de quelques hectares et/ou de composition paysagère homogène.

Les objectifs poursuivis dans cette thèse étaient : d'évaluer les données de télédétection à Très Haute Résolution Spatiale afin de délimiter et caractériser assez finement les zones humides pour en dériver des indicateurs de leurs états fonctionnels ; de développer une méthode de spatialisation de ces fonctions afin de mettre en évidence leurs distributions spatiales ; de modéliser les changements d'occupation du sol et leurs impacts sur les fonctions des zones humides. Nous avons pour cela :

i. caractérisé la végétation et la microtopographie sur des sites allant de quelques dizaines à quelques centaines d'hectares à partir de données de télédétection THRS variées ;

ii. adapté l'approche FAP à l'échelle d'un bassin-versant de plusieurs centaines de Km^2 en divisant les zones humides en unités hydrogéomorphologiques et en dérivant pour chacune d'entre elles un score pour chaque processus fonctionnel à partir des couches d'informations dérivées des données de télédétection ;

iii. identifié les facteurs de changement et construit trois scénarios prospectifs (tendanciel, médian et environnemental) en simulant des changements d'occupation du sol et du réseau hydrographique avec une approche multicritères.

La délimitation des zones humides effectuée sur la ZAA avec deux types de données : des données utilisées couramment (les BD GEOL et ALTI de l'IGN ® et des photographies aériennes) et des données LiDAR. Les résultats ont montré la supériorité des données LiDAR, les zones humides ayant été délimitées automatiquement avec une précision métrique, aussi bien sur les zones humides tributaires de bas-fonds de vallées que sur les vastes marais de la vallée du Couesnon. Ils ont ainsi permis d'affiner les délimitations obtenues à partir des photographies aériennes.

La cartographie du réseau hydrographique dans son ensemble, c'est-à-dire des cours d'eau et du réseau de fossés a été effectuée en évaluant comparativement plusieurs types d'images satellitaires THRS et des données LiDAR. Deux méthodes de détection et de caractérisation ont été employées aussi bien sur les images multispectrales que sur celles dérivées des données LiDAR : la première repose sur une photo-interprétation des images alors que la seconde est basée sur une extraction automatique. Là encore, les images multispectrales n'ont permis de détecter que partiellement le réseau hydrographique, tandis que le traitement du MNT dérivé des données LiDAR a permis une meilleure détection du réseau hydrographique, de la totalité par photo-interprétation, et de près de 60 % par approche automatique aussi bien en milieu ouvert que bocager et ce avec un taux de surdétection inférieur à 2 %. Nous avons retenu cette approche automatique pour détecter une majorité du réseau hydrographique des zones humides de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne, les éléments manquants ayantt été complétés par photo-interprétation. La caractérisation de la largeur et de la profondeur du réseau hydrographique a été effectuée par une méthode mixte mêlant classification automatique selon une approche orientée-objet et photo-interprétation assistée par ordinateur. La couche exhaustive du réseau hydrographique ainsi produite a été utilisée pour dériver des descripteurs fonctionnels des zones humides.

La caractérisation de la végétation a été menée sur les bas-marais du Couesnon à partir de plusieurs types de données de télédétection THRS, ce qui a permis de les évaluer comparativement. Nous avons classé les images selon une approche orientée-objet par règles de décision. Les résultats montrent l'intérêt d'utiliser conjointement différents types de données. Le traitement des données LiDAR associées à des couches d'informations vectorielles issues des bases de données nationales (BD Parcellaire et BD TOPO de l'IGN®) ou d'images THRS multispectrales nous a permis d'obtenir une carte des formations végétales suffisamment précise et détaillée pour pouvoir en dériver des descripteurs fonctionnels sur l'ensemble des zones humides de la ZAA et du bassin-versant de la Lizonne.

La caractérisation fine de la végétation et du réseau hydrographique nous a permis d'entreprendre une évaluation des fonctions potentielles actuelles des zones humides l'échelle d'un bassin versant. La simulation de l'évolution d'occupation du sol et du réseau hydrographique à l'horizon 2030 à partir de trois scénarios prospectifs contrastés a permis de mettre en évidence l'impact de ces changements sur les fonctions des zones humides. La comparaison de l'état fonctionnel des zones humides selon le scénario tendanciel avec celui de l'état actuel a permis de mettre en évidence les secteurs vulnérables, tandis que la comparaison de l'état fonctionnel des zones humides selon le scénario environnemental avec celui de l'état actuel a permis d'identifier les secteurs à restaurer en priorité.

Ce travail de thèse sur la contribution des données de télédétection THRS à l'évaluation des fonctions des zones humides ouvre de nombreuses perspectives. La première serait d'améliorer la caractérisation des zones humides. Pour cela, le développement de méthodes

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

d'extraction de l'information des données LiDAR non plus seulement en 2D mais en 3D permettrait de caractériser la connectivité et l'encombrement des fossés ou encore la structure de la végétation. L'intégration d'informations dérivées de séries multi-temporelles d'images RADAR, qui ont maintenant des résolutions spatiales de l'ordre d'un mètre, serait un atout majeur pour le suivi précis des surfaces en eau, y compris sous couvert arboré, et de la structure de la végétation. Les images multispectrales optiques à forte résolution temporelle, issues par exemple des futurs capteurs satellitaires Sentinelles 2, apporteront dans un futur proche une source d'information intéressante pour discriminer les différentes formations végétales et suivre leur activité chlorophyllienne. La seconde perspective serait d'affiner encore la combinaison de descripteurs et d'indicateurs fonctionnels par une calibration sur des sites ayant déjà fait l'objet d'un protocole de mesures dans le cadre du programme EVALUWET. De plus, le développement d'un modèle hydrologique permettant de spatialiser les flux de surfaces sur l'ensemble des zones humides d'un bassin-versant à partir des données LiDAR permettrait d'affiner l'évaluation des fonctions hydrologiques. La troisième perspective est liée à la simulation des fonctions à effectuer, non plus par rapport à des scénarios prospectifs mais par rapport à des aménagements localisés de réhabilitation de zones humides (construction d'ouvrage hydraulique, diminution du réseau de drainage, plantation de haies de ceinture…) ou de dégradation (remblaiement, urbanisation…). L'utilisation du logiciel DEFINITE pourrait alors être un outil complémentaire d'aide à la décision pour la gestion de ces milieux.

La démarche méthodologique proposée dans cette thèse est novatrice car elle permet, à partir de couches d'informations dérivées de plusieurs types de données de télédétection, de spatialiser les fonctions des zones humides sur l'ensemble d'un site dont la taille est compatible avec une gestion territoriale. Cette approche, qui a été appliquée sur deux sites de l'ouest de la France aux contextes paysagers différents (115 et 620 km²), paraît opérationnelle. Les cartes d'évaluation fonctionnelles apportent des éléments de réponses aux enjeux écologiques ou hydrologiques des deux sites d'études. Elles permettent de cibler les priorités d'action à entreprendre à travers la localisation des sites les plus intéressants d'un point de vue fonctionnel mais aussi ceux qui présentent une vulnérabilité ou un fort potentiel de réhabilitation.

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

BIBLIOGRAPHIE

ACREMAN, M. ; BLAKE, J. ; BOOKER, D. ; HARDING, R. ; REYNARD, N. ; MOUNTFORD, J. ET STRATFORD, C., 2009. A simple framework for evaluating regional wetland ecohydrological response to climate change with case studies from Great Britain. *Ecohydrology*, 2(1), pp,1–17.

ACREMAN, M.C. ET MCCARTNEY, M.P., 2009. Hydrological Impacts in and around wetlands, In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp,643–666.

ALEXANDRIDIS, T.K. ; LAZARIDOU, E. ; TSIRIKA, A. ET ZALIDIS, G.C., 2009. Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2243–2251.

AL-KHUDHAIRY, D.H.A. ; LEEMHUIS, C. ; HOFFMANN, V. ; CALAON, R. ET SHEPHERD, I.M., 2001. Monitoring wetland ditch water levels in the North Kent Marshes, UK, using Landsat TM imagery and ground-based measurements. *Hydrological sciences journal*, 46(4), pp,585–597.

ALLOUIS, T. ; BAILLY, J.S. ; PASTOL, Y. ET LE ROUX, C., 2010. Utilisation conjointe de trains d'ondes LiDAR vert et infrarouge pour la bathymétrie des eaux de très faibles profondeurs. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 191, pp,52–61.

ANDERSON, R.R. ET WOBBER, R.J., 1973. Wetlands mapping in New Jersey. *Photogrammetric Engineering*, 39, pp,353–358.

ANDRESEN, T. ; MOTT, C, ; SCHUPFERLING, R. ; ZIMMERMANN, S. ET SCHNEIDER, T., 2007. Analise orientada a Objectos de Dados de Sensoriamento Remoto para a Obtençao de Parametros Aquaticos/Terrestres. In Kux H. et Blaschke T., *Sensoriamento remoto e SIG avançados*, Oficina de textos, Sao Paulo, pp. 241–250.

AXELSSON, P., 1999. Processing of laser scanner data—algorithms and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2), pp,138–147.

BAATZ, M. ; BENZ, U. ; DEHGHANI, S. ; HEYNEN, M. ; HÖLTJE, A. ; HOFMANN, P. ; LINGENFELDER, I. ; MIMLER, M. ; SOHLBACH, M. ; WEBER, M. ET OTHERS, 2004. eCognition professional user guide 4. *Definiens Imaging, Munich,* 276 p.

BAILLY, J.S. ; LAGACHERIE, P. ; MILLIER, C. ; PUECH, C. ET KOSUTH, P., 2008. Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR: application to artificial drainage networks. *International Journal of Remote Sensing*, 29(11-12), pp,3489–350.

BAILLY, J.S. ; LAGACHERIE, P. ; MILLIER, C. ; PUECH, C. ET KOSUTH, P., 2006. *Comparison of artificial drainage network detection rates in cultivated landscapes with LiDAR and high resolution IRC images*. EGU Hydrological Sciences, Vienne, Autriche, 1 p.

BAILLY, J.S. ; PUECH, C. ET MASSE, J., 2003. Applications de l'imagerie à très haute résolution spatiale pour le suivi de l'hydromorphie du marais atlantique de Bourgneuf. *Photo Interpretation*, 39(1), pp,22–32.

BAIZE, D. ET GIRARD, M.., 1995. *Référentiel Pédologique,* INRA, Paris, 332 p.

BAKER, C. ; LAWRENCE, R. ; MONTAGNE, C. ET PATTEN, D., 2006. Mapping wetlands and riparian areas using landsat etm1 imagery and decision-tree-based models. *Wetlands*, 26(2), pp,465–474.

BARBER, C.P. ET SHORTRIDGE, A., 2005. Lidar Elevation Data for Surface Hydrologic Modeling: Resolution and Representation Issues. *Cartography and Geographic Information Science*, 32(4), pp,401–410.

BARDUCCI, A. ; GUZZI, D. ; MARCOIONNI, P. ET PIPPI, I., 2009. Aerospace wetland monitoring by hyperspectral imaging sensors: A case study in the coastal zone of San Rossore Natural Park. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2278–2286.

BARIOU, R. ET LECAMUS, D., 1978. *Manuel de télédétection: photographies aériennes, images radar, thermographies, satellites*. Éditions Sodipe, Paris, 349 p.

BARNAUD, G. ET DAUSSE, A., 2000. Vers une standardisation des méthodes d'identification de détermination, de délimitation des zones humides. *ZH Infos*, 29, pp,7–9.

BARNAUD, G. ET FUSTEC, E., 2007. *Conserver les zones humides : pourquoi ? comment ?*, Éditions Quae, Versailles, 298 p.

BATER, C.W. ET COOPS, N.C., 2009. Evaluating error associated with lidar-derived DEM interpolation. *Computers et Geosciences*, 35(2), pp,289–300.

BATES, P.D. ; WILSON, M.D. ; HORRITT, M.S. ; MASON, DAVID C. ; HOLDEN, N. ET CURRIE, A., 2006. Reach scale floodplain inundation dynamics observed using airborne synthetic aperture radar imagery: Data analysis and modelling. *Journal of Hydrology*, 328(1-2), pp,306–318.

BAUDRY, J. ; BUREL, F. ; AVIRON, S. ; MARTIN, M. ; OUIN, A. ; PAIN, G. ET THENAIL, C., 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology*, 18(3), pp,303–314.

BAUDRY, J. ET THENAIL, C., 2004. Interaction between farming systems, riparian zones, and landscape patterns: a case study in western France. *Landscape and Urban Planning*, 67(1–4), pp,121–129.

BEAUFILS, M., 2001. *Avifaune de la baie du Mont Saint-Michel 1979-1999 : Enquête sur un site complexe.*, GONm et Bretagne Vivante, 301 p.

BEAUFILS, M. ET MOREL, M., 2008. *L'avifaune du marais de Sougéal et de ses abords en période nuptiale*, Bretagne Vivante, 19 p.

BELLANGER, A., 2010. *Le marais de Sougéal, plan de gestion 2010-2012*, Pleine Fougères: Communauté de communes de la Baie du Mont Saint Michel, 323 p.

BELLUCO, E. ; CAMUFFO, M. ; FERRARI, S. ; MODENESE, L. ; SILVESTRI, S. ; MARANI, A. ET MARANI, M., 2006. Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 105(1), pp,54–67.

BENDJOUDI, H ET DE MARSILY, G., 2000. Le fonctionnement hydrologique des zones humides, *In* Fustec E. et Lefeuvre J.C., *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris, 426 p., pp. 61–81.

BENDJOUDI, H. ; WENG, P. ; GUÉRIN, R. ET PASTRE, J.F., 2002. Riparian wetlands of the middle reach of the Seine river (France): historical development, investigation and present hydrologic functioning. A case study. *Journal of Hydrology*, 263(1-4), pp,131–155.

BENSETTITI, F. ; GAUDILLAT, V. ET HAURY, J., 2002. *Tome 3 - Habitats Humides.*, Paris: MATE/MAP/MNHN/Ed., La Documentation française, 457 p.

BENZ, U.C. ; HOFMANN, P. ; WILLHAUCK, G. ; LINGENFELDER, I. ET 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(3-4), pp,239–258.

BERNARD, P., 1994. *Les zones humides*, *Rapport d'évaluation*. Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques, Commissariat du Plan, La Documentation Française, Paris, 391 p.

BEVEN, K. ET KIRKBY, M., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), pp,43–69.

BLASCHKE, T., 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), pp,2–16.

BOERNER, W.M. ET YAMAGUCHI, Y., 2008. Recent Advances In POL-SAR et POL-IN-SAR Imaging of Natural Habitats and Wetland Remote Sensing. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IGARSS 2008 IEEE, 6-11 juillet, Boston, pp. 293–294.

BORK, E.W. ET SU, J.G., 2007. Integrating LiDAR data and multispectral imagery for enhanced classification of rangeland vegetation: A meta analysis. *Remote Sensing of Environment*, 111(1), pp,11–24.

BREZONIK, P.L. ; BAUER, M.E. ; OLMANSON, L.G. ET ERDMAN, K., 2003. *Assessment of Minnesota lakes and wetlands using satellite imagery*, WRC Staff-Generated Research Program, 62 p.

BRINSON, M., 1993. *A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands*, Wetlands Research Program Technical Report, US Army Corps of Engineers, 103 p.

BRINSON, M., 2009. The United States HGM (Hydrogeomorphic) Approach. In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 486–512.

BRISCO, B. ; SCHMITT, A. ; MURNAGHAN, K. ; KAYA, S. ET ROTH, A., 2011. SAR polarimetric change detection for flooded vegetation. *International Journal of Digital Earth*, pp,1–12. DOI: 10,1080/17538947,2011,608813

BURNETT, C ET BLASCHKE, T., 2003. A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling*, 168(3), pp,233–249.

BURSTEIN, F. ; HOLSAPPLE, C. ; REYNOLDS, K.M. ; TWERY, M. ; LEXER, M.J. ; VACIK, H. ; RAY, D. ; SHAO, G. ET BORGES, J.G., 2008. Decision Support Systems in Forest Management. In *Handbook on Decision Support Systems 2*. International Handbooks on Information Systems. Springer Berlin Heidelberg, pp. 499–533.

C.E.R.E.S.A., 2006. *Étude de classement du marais de Sougéal en Espace Remarquable de Bretagne*, Dossier scientifique, 63 p.

CALOZ, R. ET COLLET, C., 2001. *Traitements numériques d'images de télédétection. Précis de télédétection, Vol. 3*, Presses de l'Université du Québec, Québec, 386 p.

CANARD, A. ; ISBLED, B. ; JORET, E. ; LE GARFF, B. ; LESAGE, G. ; MORNE, P. ; REYDELLET, C. ; SACHET, C. ET SINEUX, D., 2003. *La Folie, Sougéal et le Mesnil, trois marais bretons du Couesnon*, Archives Départementales d'Ille-et-Vilaine, Rennes, 84 p.

CASTANEDA, C. ET DUCROT, D., 2009. Land cover mapping of wetland areas in an agricultural landscape using SAR and Landsat imagery. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2270–2277.

CAVALLI, M. ; TAROLLI, P. ; MARCHI, L. ET DALLA FONTANA, G., 2008. The effectiveness of airborne LiDAR data in the recognition of channel-bed morphology. *CATENA*, 73(3), pp,249–260.

CEBALLOS-SILVA, A. ET LÓPEZ-BLANCO, J., 2003. Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico. *Agricultural Systems*, 77(2), pp,117–136.

CHAPUIS, J.L. ; DÉCAMP, H. ; BARNAUD, G. ET BARRÉ, V., 2002. Programme national de recherche "Recréer la nature" : Réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes. In *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*. Grenoble, pp. 1–261.

CHEN, K. ; BLONG, R. ET JACOBSON, C., 2001. MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environmental Modelling et Software*, 16(4), pp,387–397.

CIVCO, D. ; HURD, J. ; PRISLOE, S. ET GILMORE, M., 2006. Characterization of Coastal Wetland Systems using Multiple Remote Sensing Data Types and Analytical Techniques. *In Geoscience and Remote Sensing Symposium,* IEE, 31 juillet-4 août, Denver, pp. 3442–3446.

CLÉMENT, B. ; AIDOUD, A. ; LEBAS, J.F. ET NOGUES, E., 2011. Restauration de la Tourbière de Landemarais, vingt années de suivi. *Sciences, eaux et territoires*, 5, pp,48–53.

CLÉMENT, B. ; CUDENNEC, C. ; DUFOUR, S. ; FÉNÉON, J. ; HUBERT-MOY, L. ; MARÉCHAL, C. ; RAPINEL, S. ET THOMAS, A., 2011. *Étude des fonctionnalités du bassin de la Lizonne*, Rapport final, EPIDOR, 174 p.

CLÉMENT B. ET FRANCEZ A-J, 2007. Le marais de Brière, de la biodiversité et de l'effet de serre. In Guichéneuf B., Launay A. et Galliée A. Pour une gestion durable des zones humides : l'exemple des parcs naturels régionaux. *Aestuaria*, 10, pp,49-65

CLÉMENT, B. ; HUBERT-MOY, L. ; HOUET, T. ET AIDOUD, A., 2004. Délimiter pour évaluer et spatialiser les zones humides de fonds de vallées. In Ligneau L. et Lucas J. R., eds. *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants ; Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural*. Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, pp. 183–184.

CLÉMENT, B. ; HUBERT-MOY, L. ET RAPINEL, S., 2008. *Évaluation des fonctions des zones humides à partir de données à très haute résolution spatiale. Application expérimentale à la basse vallée de la Dordogne.*, Rapport final, EPIDOR, 92 p.

CLÉMENT, B. ; MALTBY, E. ; HOGAN, D. ET MCINNES, R., 1996. Relationships between vegetation, hydrology and properties in river marginal wetlands of the river Torridge basin. In Mérot et Jigorel, eds. *Hydrologie dans les pays celtiques*. INRA, Paris, pp. 304–314.

CLÉMENT, B. ET PROCTOR, M.C.F., 2009. Ecological dynamics I: Vegetation as bioindicator and dynamic community. In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp,282–303.

CLÉMENT, J.-C. ; AQUILINA, L. ; BOUR, O. ; PLAINE, K. ; BURT, T.P. ET PINAY, G., 2003. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). *Hydrological Processes*, 17(6), pp,1177–1195.

CLÉMENT, J.-C. ; HOLMES, R.M. ; PETERSON, B.J. ET PINAY, G., 2003. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), pp,1035–1048.

COBBY, D.M. ; MASON, D.C. ET DAVENPORT, I.-J., 2001. Image processing of airborne scanning laser altimetry data for improved river flood modelling. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 56(2), pp,121–138.

COBBY, D.M. ; MASON, D.C. ; HORRITT, M.S. ET BATES, P.D., 2003. Two-dimensional hydraulic flood modelling using a finite-element mesh decomposed according to vegetation and topographic features derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes*, 17(10), pp,1979–2000.

COHEN, J., 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), pp,37–46.

CONGALTON, R.G. ; ODERWALD, R.G. ET MEAD, R.A., 1983. Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49, pp,1671–1678.

COWARDIN, L.M., 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*, Fish and Wildlife Service, US Dept. of the Interior, Washington, 79 p.

COWARDIN, L.M. ET MYERS, V.I., 1974. Remote sensing for identification and classification of wetland vegetation. *The Journal of Wildlife Management*, 38(2), pp,308–314.

COWARDIN, L.M. ; SHAFFER, T.L. ET ARNOLD, P.M., 1995. *Evaluations of duck habitat and estimation of duck population sizes with a remote-sensing-based system*, National Biological Service, Biological Science Report 2, 26 p.

CURIE, F. ; GAILLARD, S. ; DUCHARNE, A. ET BENDJOUDI, H., 2007. Geomorphological methods to characterise wetlands at the scale of the Seine watershed. *Science of The Total Environment*, 375(1-3), pp,59–68.

DABROWSKA-ZIELINSKA, K. ; GRUSZCZYNSKA, M. ; LEWINSKI, S. ; HOSCILO, A. ET BOJANOWSKI, J., 2009. Application of remote and in situ information to the management of wetlands in Poland. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2261–2269.

DAHL, T.E., 1990. *Wetlands losses in the United States 1780's to 1980's*, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 13 p.

DAVIS, S.M. ET OGDEN, J.C., 1994. *Everglades: the ecosystem and its restoration*, St Lucie Press, Delray Beach, 826 p.

DAVRANCHE, A., 2008. *Suivi de la gestion des zones humides camarguaises par télédétection en référence à leur intérêt avifaunistique*. Thèse de doctorat, Université de Provence – Aix-Marseille 1, 235p.

DEHORTER, O. ET TAMISIER, A., 1996. Wetland habitat characteristics for waterfowl wintering in Camargue, Southern France: implications for conservation. *Revue d'écologie*, 51(2), pp,161–172.

DEHOUCK, A. ; LAFON, V. ; BAGDHADI, N. ; ROUBACHE, A. ET RABAUTE, T., 2011. Potential of TerraSAR-X Imagery for Mapping Intertidal Coastal Wetlands. *Proceedings of the 4th TerraSAR-X Science Team Meeting*, 14-16 Février, Oberpfaffenhofen, Germany.

DELATTRE, T. ; PICHANCOURT, J.-B. ; BUREL, F. ET KINDLMANN, P., 2010. Grassy field margins as potential corridors for butterflies in agricultural landscapes: A simulation study. *Ecological Modelling*, 221(2), pp,370–377.

DELLINGER, S., 2004. *Aménagement, restauration et entretien des cours d'eau et zones humides de la basse vallée du Couesnon: Actions, bilan et perspectives*, Mémoire de DESS, Université d'Angers, 69 p.

DEROIN, J.P. ; COMPANY, A. ET SIMONIN, A., 1997. An empirical model for interpreting the relationship between backscattering and arid land surface roughness as seen with the SAR, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35(1), pp,86–92.

DI GREGORIO, A. ET JANSEN, L.J.M., 1997. A new concept for land cover classification system. In *Proceedings of the Earth Observation and Environmental Information*. 13 – 16 octobre, Alexandrie, Egypt, 10 p.

DISSANSKA, M. ; BERNIER, M. ; PAYETTE, S. ET OTHERS, 2009. Object-based classification of very high resolution panchromatic images for evaluating recent change in the structure of patterned peatlands. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 35(2), pp,189–215.

DOGAN, O.K. ; AKYUREK, Z. ET BEKLIOGLU, M., 2009. Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2138–2143.

DORREN, L.K.A. ; MAIER, B. ET SEIJMONSBERGEN, A.C., 2003. Improved Landsat-based forest mapping in steep mountainous terrain using object-based classification. *Forest Ecology and Management*, 183(1–3), pp,31–46.

DUGAN, P., 1993. *Wetlands in Danger: A World Conservation Atlas*, Mitchell Beazley London Ltd, London, 192 p.

ELLENBERG, H. ; WEBER, H.E. ; DULL, R. ET WIRTH, V., 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, E. Goltze, Göttingen, 258 p.

EUROSTAT, 2001. *Manual of concepts on land cover and land use information systems*, European Commission, Luxembourg, 106 p.

EWEL, K.C., 2009. Introduction – How Do Wetlands Fail ? In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 627–642.

FAHRIG, L. ; BAUDRY, J. ; BROTONS, L. ; BUREL, F.G. ; CRIST, T.O. ; FULLER, R.J. ; SIRAMI, C. ; SIRIWARDENA, G.M. ET MARTIN, J.-L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), pp,101–112.

FINLAYSON, C. ; DAVIDSON, NC ; SPIERS, A. ET STEVENSON, N., 1999. Global wetland inventory–current status and future priorities. *Marine and Freshwater Research*, 50(8), pp,717–727.

FINLAYSON, C. ET MOSER, M., 1991. *Wetlands,* Checkmark Books, Oxford, 224 p.

FONSECA, L. ; FEDOROV, D. ; MANJUNATH, B.S. ; KENNEY, C. ; CASTEJON, E. ET DE MEDEIROS, J.S., 2006. Automatic Registration and Mosaicking System for Remotely Sensed Imagery. *Revista Brasileira de Cartografia*, 58(1), pp,49–61.

FRANCEZ, A.J., 2000. La dynamique du carbone dans les tourbières à Sphagnum, de la sphaigne à l'effet de serre. *L'Année biologique*, 39(4), pp,205–270.

FRAZIER, P. ; PAGE, K. ; LOUIS, J. ; BRIGGS, S. ET ROBERTSON, A.I., 2003. Relating wetland inundation to river flow using Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 24(19), pp,3755–3770.

FRAZIER, S., 1996. An overview of the world's Ramsar sites. *Wetlands International*, 39, 58 p.

FULLER, L.M. ; MORGAN, T.R. ET AICHELE, S., 2005. *Wetland Delineation with IKONOS High-Resolution Satellite Imagery*, Scientific Investigations Report, USGS, 16 p.

FUSTEC, E. ; BOËT, P. ; AMEZAL, A. ET FAUCHON, N., 1999. Methodology for multifunctional assessment of riverine wetlands in the Seine river basin. *Hydrobiologia*, 410, pp,213–221.

FUSTEC E., LEFEUVRE J.C., 2000. *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris, 426 p.

GAILLARD, S. ; AMEZAL, A. ; BRAVARD, J.-P. ; FUSTEC, E. ; BENDJOUDI, H. ; BRUNSTEIN, D. ET N'GUYEN, D., 2001. Inventaire et fonctions des zones humides dans le bassin de la Seine. In *Actes du colloque Scientifiques et Décideurs : agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux*. 6-8 juin, Lyon, France, 11 p.

GAMBRELL, R.P. ET PATRICK, W.H., 1988. The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments. *The ecology and management of wetlands*, 1, pp,319–333.

GENÇ, L. ; DEWITT, B. ET SMITH, S., 2004. Determination of Wetland Vegetation Height with LiDAR. *Turkish Journal of agriculture and forestry*, 28(1), pp,63–71.

GÉOPHENIX, 2009. *Lever topographique haute résolution par laser aéroporté (LiDAR), Pleine-Fougères, Montours, Seuilly, Ligré*. Rapport de production, Géophenix, 24 p.

GILMORE, M.S. ; WILSON, E.H. ; BARRETT, N. ; CIVCO, D.L. ; PRISLOE, S. ; HURD, J.D. ET CHADWICK, C., 2008. Integrating multi-temporal spectral and structural information to map wetland vegetation in a lower Connecticut River tidal marsh. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), pp,4048–4060.

GINESTE, P. ; PUECH, C. ET MÉROT, P., 1998. Radar remote sensing of the source areas from the Coët-Dan catchment. *Hydrological processes*, 12(2), pp,267–284.

GODET, M., 1993. *De l'anticipation à l'action*, Dunod, Paris, 390 p.

GOODWIN, N.R. ; COOPS, N.C. ET CULVENOR, D.S., 2006. Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. *Remote Sensing of Environment*, 103(2), pp,140–152.

GOPAL, B., 2009. Biodiversity in wetlands. In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp,65–95.

GREEUW, S. ; VAN ASSELT, M. ; GROSSKURTH, J. ; STORMS, C. ; RIJKENS-KLOMP, N. ET ROTHMAN, D., 2000. *Cloudy crystal balls: an assessment of recent European and global scenario studies and models*. Experts' Corner Report, Prospects and Scenarios No 4, European Environment Agency, Copenhagen, 96 p.

GUENTHER, G.C. ET MAUNE, D., 2007. Airborne lidar bathymetry. In David F. ET Maune D.F., *Digital elevation model technologies and applications: the DEM users manual*, Asprs Publications, Bethesda, pp,253–320.

GUERIN, R. ; BENDJOUDI, H. ; TCHIGUIRINSKAIA, I. ; TABBAGH, J. ET TABBAGH, A., 2003. Présentation du Programme National de Recherche sur les Zones Humides-Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à l'étude de l'hétérogénéité d'une zone humide. *Photo Interprétation*, 39(1), pp,16–21.

GUIRAL, D., 2001. *Étude et caractérisation des zones humides de la pleine côtière Guyanaise (Marais de Kaw) dans la perspective d'une gestion intégrée*, Rapport d'avancement annuel, MARLITROP, 69 p.

GUSTAFSON, E.J. ET PARKER, G.R., 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29(2-3), pp,117–130.

HARALICK, R. ; STERNBERG, S. ET ZHUANG, X., 1987. Image analysis using mathematical morphology. *IEEE transactions on pattern analysis and machine intelligence*, 9(4), pp,532–550.

HARALICK, R.M. ; SHANMUGAM, K. ET DINSTEIN, I.H., 1973. Textural features for image classification. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on*, 3(6), pp,610–621.

HARDING, D. ; LEFSKY, M. ; PARKER, G. ET BLAIR, J., 2001. Laser altimeter canopy height profiles: methods and validation for closed-canopy, broadleaf forests. *Remote Sensing of Environment*, 76(3), pp,283–297.

HARRIS, A. ET BRYANT, R.G., 2009. A multi-scale remote sensing approach for monitoring northern peatland hydrology: Present possibilities and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2178–2188.

HATEM, F., 1993. *La prospective : pratiques et méthodes*, Gestion, Economica, Paris, 385 p.

HAY, G.J. ET CASTILLA, G., 2008. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In Blaschke T., Lang S., Hay G. F., Cartwright W., Gartner G., Meng L., et Peterson M. P., eds. *Object-Based Image Analysis*. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography. Springer, Berlin, pp. 75–89.

HENDERSON, F.M. ; HART JR, T.F. ; HEATON, B. ET CHASAN, R., 1998. Spectral separability and composition of coastal wetlands using SAR and fused optical-SAR data sets. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings,* 6-10 juillet, pp. 867–869.

HERRERO, J. ET CASTANEDA, C., 2009. Delineation and functional status monitoring in small saline wetlands of NE Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2212–2218.

HESS, L.L. ; MELACK, J.M. ; FILOSO, S. ET WANG, Y., 1995. Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with the SIR-C synthetic aperture radar. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 33(4), pp,896–904.

HOGAN, D.V. ET MALTBY, E., 2005. *The Social, Economic and Environmental Benefits of wetlands in the Humberhead Levels. Stage 3 Report, Part 2 : Results and Interpretation of functional assessment.*, Countryside Agency, Royal Holloway Institute for Environmental Research, Royal Holloway, University of London.

HOLLAUS, M. ; WAGNER, W. ; EBERHÖFER, C. ET KAREL, W., 2006. Accuracy of large-scale canopy heights derived from LiDAR data under operational constraints in a complex alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing,*, 60(5), pp,323–338.

HONG, S.-H. ; WDOWINSKI, S. ; KIM, S.-W. ET WON, J.-S., 2010. Multi-temporal monitoring of wetland water levels in the Florida Everglades using interferometric synthetic aperture radar (InSAR). *Remote Sensing of Environment*, 114(11), pp,2436–2447.

HOPKINSON, C. ; CHASMER, L.E. ; SASS, G. ; CREED, I.F. ; SITAR, M. ; KALBFLEISCH, W. ET TREITZ, P., 2005. Vegetation class dependent errors in lidar ground elevation and canopy height estimates in a boreal wetland environment. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 31(2), pp,191–206.

HORRITT, M.S. ; MASON, D.C. ; COBBY, D.M. ; DAVENPORT, I.J. ET BATES, P.D., 2003. Waterline mapping in flooded vegetation from airborne SAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 85(3), pp,271–281.

HOUET, T., 2006. *Occupation des sols et gestion de l'eau : modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (application au SAGE du Blavet)*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 2, Rennes, 370 p.

HOUET, T. ; HUBERT-MOY, L. ET TISSOT, C., 2008. Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale: approche méthodologique. Application à la gestion de l'eau en Bretagne. *Revue internationale de Géomatique*, 18(3), pp,345–373.

HOUET, T. ; LOVELAND, T. ; HUBERT-MOY, L. ; GAUCHEREL, C. ; NAPTON, D. ; BARNES, C. ET SAYLER, K., 2010. Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*, 25(2), pp,249–266.

HUAGUO, Z. ; DONGLING, L. ; LIHONG, L. ET AIQIN, S., 2011. Wetland landscape pattern analysis with remote sensing images in Ximen Island special marine protected area. In *Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications II*. SPIE 8181, 18–21 avril, Prague.

HUANG, S. ; YOUNG, C. ; FENG, M. ; HEIDEMANN, K. ; CUSHING, M. ; MUSHET, D.M. ET LIU, S., 2011. Demonstration of a conceptual model for using LiDAR to improve the estimation of floodwater mitigation potential of Prairie Pothole Region wetlands. *Journal of Hydrology*, 405(3-4), pp,417–426.

HUBERT-MOY, L., 2005. La télédétection. In *Caractérisation des zones humides*. Cahier thématique du PNRZH. Agences de l'eau, BRGM, Ministère de l'écologie et du développement durable, pp. 54–62.

HUBERT-MOY, L., 2004. *Occupation du sol et télédétection : de l'inventaire à la modélisation prédictive*. Habilitation à Diriger des Recherches. Université de Rennes 2, Rennes, 278 p.

HUBERT-MOY, L. ; CLÉMENT, B. ; LENNON, M. ; HOUET, T. ET LEFEUVRE, E., 2003. Study of wetlands using CASI hyperspectral images: Application to the valley floors of the Armorican Massif. *Photo-Interprétation*, 39, pp,33–43.

HUBERT-MOY, L. ; MICHEL, K. ; CORPETTI, T. ET CLÉMENT, B., 2006. Object-oriented mapping and analysis of wetlands using SPOT 5 data. In *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IGARSS Conference, 31 juillet – 4 aout, Denver, pp. 3347–3350.

HUNT, K.J. ET JAMES, L.A., 2010. The LiDAR-side of Headwater Streams: Mapping Channel Networks with High-resolution Topographic Data. *Southeastern Geographer*, 50(4), pp,523–539.

HURD, J. ; CIVCO, D. ; GILMORE, M.-S. ; PRISLOE, S. ET WILSON, E.-H., 2006. Tidal wetland classification from landsat imagery using an integrated pixel-based and object-based classification approach. In *ASPRS 2006 Annual Conference*, 1-5 mai, Reno.

I-MAGE CONSULT, 2008. *Cartographie des zones à dominante humide du bassin de la Dordogne (Charente/gironde, Lot, Puy-de-Dôme)*, Rapport final, EPIDOR, 64 p.

I-MAGE CONSULT, 2006(a). *Cartographie des zones à dominante humide du bassin de la Dordogne*, EPIDOR, 40 p.

I-MAGE CONSULT, 2006(b). *Cartographie des zones humides du bassin Seine-Normandie*, AESN, 47 p.

JACKSON, R.D., 1982. Soil Moisture Inferences from Thermal-Infrared Measurements of Vegetation Temperatures. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 20(3), pp,282–286.

JAMES, L.A. ; WATSON, D.G. ET HANSEN, W.F., 2007. Using LiDAR data to map gullies and headwater streams under forest canopy: South Carolina, USA. *CATENA*, 71(1), pp,132–144.

JANSSEN, R. ; GOOSEN, H. ; VERHOEVEN, M.L. ; VERHOEVEN, J.T.A. ; OMTZIGT, A.Q.A. ET MALTBY, E., 2005. Decision support for integrated wetland management. *Environmental Modelling et Software*, 20(2), pp,215–229.

JENSEN, J. ; HODGSON, M. ; CHRISTENSEN, E. ; MACKEY JR, H. ; TINNEY, L. ET SHARITZ, R., 1986. Remote sensing inland wetlands: a multispectral approach. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 52(1), pp,87–100.

JIANG, H. ET EASTMAN, J.R., 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 14(2), pp,173–184.

JONES, K. ; LANTHIER, Y. ; VAN DER VOET, P. ; VAN VALKENGOED, E. ; TAYLOR, D. ET FERNANDEZ-PRIETO, D., 2009. Monitoring and assessment of wetlands using Earth Observation: The GlobWetland project. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2154–2169.

JULIEN, P.A. ; LAMONDE, P. ET LATOUCHE, D., 1975. *La méthode des scénarios: une réflexion sur la démarche et la théorie de la prospective*, coll. Schéma général d'aménagement de la France n°59, La documentation française, Paris, 131 p.

KASISCHKE, E.S. ET BOURGEAU-CHAVEZ, L.L., 1997. Monitoring South Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(3), pp,281–291.

KASISCHKE, E.S. ; MELACK, J.M. ET CRAIG DOBSON, M., 1997. The use of imaging radars for ecological applications—a review. *Remote Sensing of Environment*, 59(2), pp,141–156.

KASISCHKE, E. S. ; SMITH, K. ; BOURGEAU-CHAVEZ, L.L. ; ROMANOWICZ, E.A. ; BRUNZELL, S. ET RICHARDSON, C.J., 2003. Effects of seasonal hydrologic patterns in south Florida wetlands on radar backscatter measured from ERS-2 SAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(4), pp,423–441.

KE, Y. ; QUACKENBUSH, L.J. ET IM, J., 2010. Synergistic use of QuickBird multispectral imagery and LiDAR data for object-based forest species classification. *Remote Sensing of Environment*, 114(6), pp,1141–1154.

KELLER, P. ; KREYLOS, O. ; VANCO, M. ; HERING-BERTRAM, M. ; COWGILL, E.S. ; KELLOGG, L.H. ; HAMANN, B. ET HAGEN, H., 2011. Extracting and Visualizing Structural Features in Environmental Point Cloud LiDaR Data Sets. *Topological Methods in Data Analysis and Visualization*, pp,179–192.

KLEMAS, V. ; FIELD, R. ET WEATHERBEE, O., 2005. NOAA/NERRS Remote Sensing Applications Project: Using Biomass to Monitor Changes in Wetland Habitat. In *Proc. 8th Int. Conf. on Remote Sensing of Marine and Coastal Environment*, Halifax, 17-19 may.

KUSHWAHA, S. ET DWIVEDI, R., 2000. Evaluation of various digital image processing techniques for detection of coastal wetlands using ERS-1 SAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, pp,565–579.

LABA, M. ; DOWNS, R. ; SMITH, S. ; WELSH, S. ; NEIDER, C. ; WHITE, S. ; RICHMOND, M. ; PHILPOT, W. ET BAVEYE, P., 2008. Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using quickbird satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112(1), pp,286–300.

LABEN, C.A. ET BROWER, B.V., 2000. *Process for enhancing the spatial resolution of multispectral imagery using pan-sharpening*, United States Eastman Kodak Company (Rochester, New York). US Patent 6011875. http://www.freepatentsonline.com/6011875.html.

LALIBERTE, A. ; KOPPA, J. ; FREDRICKSON, E. ET RANGO, A., 2006. Comparison of Nearest Neighbor and Rule-based Decision Tree Classification in an Object-oriented Environment. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE International Conference. Denver, 31 juillet-4 aout, pp. 3923–3926.

LANE, C. ET D'AMICO, E., 2010. Calculating the Ecosystem Service of Water Storage in Isolated Wetlands using LiDAR in North Central Florida, USA. *Wetlands*, 30(5), pp,967–977.

LANG, M. ET MCCARTY, G., 2009. Lidar intensity for improved detection of inundation below the forest canopy. *Wetlands*, 29(4), pp,1166–1178.

LANGANKE, T. ; BURNETT, C. ET LANG, S., 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning*, 79(2), pp,160–169.

LANOÉ, E., 2008. *Diagnostics phyto-écologique et paysager des marais de la basse vallée du Couesnon et de leur rôle fonctionnel potentiel en terme d'accueil de l'avifaune*. Mémoire de master, Université de Rennes 1, Rennes, 42 p.

LEFEBVRE, A. ; CORPETTI, T. ET HUBERT-MOY, L.H., 2009. A measure for change detection in very high resolution remote sensing images based on texture analysis. In *Image Processing (ICIP), 16th IEEE International Conference on*., 7-10 novembre, Le Caire, pp. 1697–1700.

LEFSKY, M.A. ; COHEN, W.B. ; PARKER, G.G. ET HARDING, D.J., 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience*, 52(1), pp,19–30.

LEFSKY, M.A. ; KELLER, M. ; PANG, Y. ; DE CAMARGO, P.B. ET HUNTER, M.O., 2007. Revised method for forest canopy height estimation from Geoscience Laser Altimeter System waveforms. *Journal of Applied Remote Sensing*, 1, pp,35–37.

LEJOT, J. ; PIÉGAY, H. ; HUNTER, P.D. ; MOULIN, B. ET GAGNAGE, M., 2011. Utilisation de la télédétection pour la caractérisation des corridors fluviaux : exemples d'applications et enjeux actuels. *Geomorphologie-Relief Processus Environnement*, 2, pp. 157–172.

LEMOINE, Y., 2009. *Suivi et analyse de l'étiage 2009 et de sa gestion sur le bassin versant de la Lizonne*, EPIDOR, 80 p.

LÉVÊQUE, C. ; PAVÉ, A. ; ABBADIE, L. ; WEILL, A. ET VIVIEN, F.D., 2000. Les zones ateliers, des dispositifs pour la recherche sur l'environnement et les anthroposystèmes. *Natures Sciences Sociétés*, 8(4), pp,44–52.

LILLESAND, T.M. ; KIEFER, R.W. ; CHIPMAN, J.W. ET OTHERS, 2004. *Remote sensing and image interpretation.*, John Wiley et Sons Ltd, Oxford, 736 p.

LIU, X. ET ZHANG, Z., 2011. Drainage network extraction using LiDAR-derived DEM in volcanic plains. *Area*, 43(1), pp,42–52.

LLOYD, C.D. ET ATKINSON, P.M., 2002. Deriving DSMs from LiDAR data with kriging. *International Journal of Remote Sensing*, 23(12), pp,2519–2524.

LUDWIG, R. ET SCHNEIDER, P., 2006. Validation of digital elevation models from SRTM X-SAR for applications in hydrologic modeling. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 60(5), pp,339–358.

MACALISTER, C. ET MAHAXAY, M., 2009. Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2130–2137.

MACKAY, H. ; FINLAYSON, C.M. ; FERNANDEZ-PRIETO, D. ; DAVIDSON, N. ; PRITCHARD, D. ET REBELO, L.-M., 2009. The role of Earth Observation (EO) technologies in supporting implementation of the Ramsar Convention on Wetlands. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2234–2242.

MACKINNON, F., 2001. *Wetland Application of LiDAR Data: Analysis of Vegetation Types and Heights in Wetlands*, Rapport AGRG, 44 p.

MALTBY, E., 1986. *Waterlogged wealth: why waste the world's wet places ?* , Russel Press, Nottingham, 200 p.

MALTBY, E. ET BARKER, T. eds., 2009. *The Wetlands Handbook*. Wiley-Blackwell, Oxford, 1024 p.

MALTBY, E. ; BARKER, T. ET LINSTEAD, C., 2009. Development of a European Methodology for the Functional Assessment of Wetlands. In Maltby E. ET Barker T., *The wetlands handbook*, Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 513–544.

MALTBY, E. ed., 2009. *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services* Woodhead Publishing, Cambridge, 672 p.

MALTBY, E. ; HOGAN, D.V. ET MCINNES, R., 1996(a). *Functional analyses of European wetland ecosystems*, Rapport Phase I (FAEWE), European Commission, 407 p.

MALTBY, E. ; MOCKLER, N. ET MCINNES, R., 1996(b). Denitrification rates in river marginal wetlands and buffer zone management. In Merot et Jigorel, eds. *Les colloques*. Hydrologie dans les pays celtiques. INRA, Paris, pp. 293–303.

MALTBY, E. ET TURNER, RE, 1983. Wetlands of the world. *Geographical Magazine*, 55(1), pp,12–17.

MARÉCHAL, C. ; POTTIER, E. ; HUBERT-MOY, L. ; CORGNE, S. ; ALLAIN-BAILHACHE, S. ET MERIC, S., 2010. Spaceborne fully polarimetric time-series datasets for land cover analysis. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*. IEEE International., 25-30 juillet, Honolulu, pp. 859–862.

MARÉCHAL, C. ; POTTIER, E. ; HUBERT-MOY, L. ET RAPINEL, S., 2012. One year wetland survey investigations from a quad-pol Radarsat-2 time series SAR images. *Canadian Journal of Remote Sensing*. In press.

MARTIKAINEN P.J., 1996. The fluxes of greenhouse gases CO2, CH4 and N2O in northern peatlands. In : Lappalainen E. (Ed.), *Global Peat Ressources*, UNESCO, International Peat Society, Geological Survey of Finland, pp. 29-36.

MARTIKAINEN, P.J. ; NYKÄNEN, H. ; ALM, J. ET SILVOLA, J., 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant and Soil*, 168(1), pp,571–577.

MASSU, N. ET LANDMANN, G., 2011. *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine, synthèse de bibliographie.*, ECOFOR, Paris, 180 p.

MATTHEWS, E. ET FUNG, I., 1987. Methane emission from natural wetlands: global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles*, 1(1), pp,61–86.

MAXA, M. ET BOLSTAD, P., 2009. Mapping northern wetlands with high resolution satellite images and LiDAR. *Wetlands*, 29(1), pp,248–260.

MCCARTNEY, M.P. ET ACREMAN, M.C, 2009. Wetlands and water resources. In Wiebe K. et Gollehon Ne., eds. *Quality Assurance*. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 344–376.

MCCAULEY, L.A. ET JENKINS, D.G., 2005. Gis-based estimates of former and current depressional wetlands in an agricultural landscape. *Ecological Applications*, 15(4), pp,1199–1208.

MENARD, S., 1999. *Le marais de Sougéal, un marais à aménager ou à ménager*. Mémoire, Université de Rennes 2, Rennes, 111 p.

MENEAU, L., 2011. *Évaluation fonctionnelle et système d'aide à la décision : application aux bas marais du Couesnon*. Mémoire de master, Université de Rennes 1, Rennes, 67 p.

MERMET, L. ET POUX, X., 2002. Pour une recherche prospective en environnement. Repères théoriques et méthodologiques. *Nature Sciences Sociétés*, 10(3), pp,7–15.

MÉROT, P. *ET AL*., 2000. *TY-FON, Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse*, Rapport de synthèse final PNRZH, INRA, 115 p.

MÉROT, P. ; HUBERT-MOY, L. ; GASCUEL-ODOUX, C. ; CLÉMENT, B. ; DURAND, P.; BAUDRY, J. ET THENAIL, C., 2006. A Method for Improving the Management of Controversial Wetland. *Environmental Management*, 37(2), pp,258–270.

MÉROT, P. ; SQUIVIDANT, H. ; AUROUSSEAU, P. ; HEFTING, M. ; BURT, T. ; MAITRE, V. ; KRUK, M. ; BUTTURINI, A. ; THENAIL, C. ET VIAUD, V., 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecological Modelling*, 163(1–2), pp,51–71.

MÉROT, PHILIPPE ; GASCUEL-ODOUX, CHANTAL ; DELAHAYE, D. ; LE GOUÉE, P. ; GRIMALDI, CATHERINE ET GRUAU, G., 2010. Impact du Changement Climatique sur la qualité des eaux dans les hydrosystèmes sous influence agricole: questions de recherche. In *XXIII ème Colloque de l'Association Internationale de Climatologie*. Rennes, 1-4 septembre, pp,411-416.

MERWADE, V. ; COOK, A. ET COONROD, J., 2008. GIS techniques for creating river terrain models for hydrodynamic modeling and flood inundation mapping. *Environmental Modelling et Software*, 23(10-11), pp,1300–1311.

MITSCH, W.J. ET GOSSELINK, J.G., 2007. *Wetlands* 4th ed., Wiley, Oxford, 600 p.

MITSCH, W.J. ET WILSON, R.F., 1996. Improving the Success of Wetland Creation and Restoration with Know-How, Time, and Self-Design. *Ecological Applications*, 6(1), pp,77–83.

MODE, M. ; MALTBY, E. ; TAINTON, V. ; LEDOUX, L. ET BURGESS, D., 2002. WEDSS: Integrating wetlands into river basin management to support the implementation of the WFD. *Proceedings of Science for Water Policy: The implications of the Water Framework Directive.* University of East Anglia, Norwich, UK.

MÜCHER, C.A. ; STOMPH, T. ET FRESCO, L., 1993. *Proposal for a global land use classification*, FAO, Rome, 37 p.

MURDOCH, P.S. ; BARON, J.S. ET MILLER, T.L., 2000. Potential effects of climate change on surface-water quality in north america. *JAWRA Journal of the American Water Resources* Association, 36(2), pp,347–366.

MURPHY, K. ; CASTELLA, E. ; CLEMENT, B. ; HILLS, J. ; OBRDLIK, P. ; PULFORD, I. ; SCHNEIDER, E. ET SPEIGHT, M., 1994. Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In MITSCH, WJ, *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier Sciences, Amsterdam, pp,659–682

MURPHY, P.N.C. ; OGILVIE, J. ; MENG, F.R. ET ARP, P., 2008. Stream network modelling using lidar and photogrammetric digital elevation models: a comparison and field verification. *Hydrological Processes*, 22(12), pp,1747–1754.

NARCY, J.B. ET MERMET, L., 2003. Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau. *Nature Sciences Sociétés*, 11(2), pp,135–145.

NOVO, E.M. ; COSTA, M.P.F. ET MANTOVANI, J.E., 1998. Application of RADARSAT multi date data to monitor the seasonal spread of macrophyte beds in the Tucurui reservoir, Brazilian Amazon. In *IGARSS'98 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Seattle,* 6–10 juillet, pp. 831–833.

NRC, 1995. *Wetlands : Characteristic and boundaries*, National Research Council, Commission on Geosciences, Environment and Ressources, Washington, 268 p.

O'NEIL-DUNNE, J.P.M. ; MACFADEN, S. ET PELLETIER, K.C., 2011. Incorporating contextual information into object-based image analysis workflows. In *ASPRS 2011 Annual Conference*. Milwaukee, 1–5 mai, 11p.

OZESMI, S.L. ET BAUER, M.E., 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10(5), pp,381–402.

PASCUAL, C. ; GARCÍA-ABRIL, A. ; GARCÍA-MONTERO, L.G. ; MARTÍN-FERNÁNDEZ, S. ET COHEN, W.B., 2008. Object-based semi-automatic approach for forest structure characterization using lidar data in heterogeneous Pinus sylvestris stands. *Forest Ecology and Management*, 255(11), pp,3677–3685.

PASSUELLO, A. ; CADIACH, O. ; PEREZ, Y. ET SCHUHMACHER, M., 2012. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. *Environment International*, 38(1), pp,1–9.

PIROTTI, F. ET TAROLLI, P., 2010. Suitability of LiDAR point density and derived landform curvature maps for channel network extraction. *Hydrological Processes*, 24(9), pp,1187–1197.

PONTIUS, R., 2000. Quantification Error Versus Location Error in Comparison of Categorical Maps. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 66(8), pp,1011–1016.

POPE, K.O. ; REJMANKOVA, E. ; PARIS, J.F. ET WOODRUFF, R., 1997. Detecting seasonal flooding cycles in marshes of the Yucatan Peninsula with SIR-C polarimetric radar imagery. *Remote Sensing of Environment*, 59(2), pp,157–166.

POUX, X., 2003. Les méthodes de scénarios. In Mermet L., *Prospectives pour l'environnement : Quelles recherches ? Quelles ressources ? Quelles méthodes ?,* La Documentation Française, Paris, pp. 33–50.

PRIGENT, C. ; MATTHEWS, E. ; AIRES, F. ET ROSSOW, W., 2001. Remote sensing of global wetland dynamics with multiple satellite data sets. *Geophysical Research Letters*, 28(24), pp,4631–4634.

QUESNEY, A. ; LE HÉGARAT-MASCLE, S. ; TACONET, O. ; VIDAL-MADJAR, D. ; WIGNERON, J.P. ; LOUMAGNE, C. ET NORMAND, M., 2000. Estimation of Watershed Soil Moisture Index from ERS/SAR Data. *Remote Sensing of Environment*, 72(3), pp,290–303.

RAMSEY, E. ET LAINE, S., 1997. Comparison of Landsat Thematic Mapper and high resolution photography to identify change in complex coastal wetlands. *Journal of coastal research*, 13(2), pp,281–292.

RAUSCHER, H.M., 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review. *Forest Ecology and Management*, 114(2–3), pp,173–197.

REITBERGER, J. ; SCHNÖRR, C. ; KRZYSTEK, P. ET STILLA, U., 2009. 3D segmentation of single trees exploiting full waveform LiDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(6), pp,561–574.

REYNOLDS, K.M., 2005. Integrated decision support for sustainable forest management in the United States: Fact or fiction? *Computers and Electronics in Agriculture*, 49(1), pp,6–23.

RHEINHARDT, R.D. ; BRINSON, M.M. ET FARLEY, P.M., 1997. Applying wetland reference data to functional assessment, mitigation, and restoration. *Wetlands*, 17(2), pp,195–215.

RICHARDSON, C.J. ET HUSSAIN, N.A., 2006. Restoring the Garden of Eden: an ecological assessment of the marshes of Iraq. *BioScience*, 56(6), pp,477–489.

RICHARDSON, M.C. ; FORTIN, M.-J. ET BRANFIREUN, B.A., 2009. Hydrogeomorphic edge detection and delineation of landscape functional units from lidar digital elevation models. *Water Resources Research*, 45(10), pp,1–18.

ROSSO, P.H. ; USTIN, S.L. ET HASTINGS, A., 2006. Use of lidar to study changes associated with Spartina invasion in San Francisco Bay marshes. *Remote Sensing of Environment*, 100(3), pp,295–306.

ROULET, N.T. ; ASH, R. ET MOORE, T.R., 1992. Low boreal wetlands as a source of atmospheric methane. *Journal of Geophysical research*, 97(4), pp,3739–3749.

ROVER, J. ; WRIGHT, C. ; EULISS, N. ; MUSHET, D. ET WYLIE, B., 2011. Classifying the Hydrologic Function of Prairie Potholes with Remote Sensing and GIS. *Wetlands*, 31(2), pp,319–327.

RUNDQUIST, D.C. ; NARUMALANI, S. ET NARAYANAN, R.M., 2001. A review of wetlands remote sensing and defining new considerations. *Remote Sensing Reviews*, 20(3), pp,207–226.

SALVESEN, D., 1994. *Wetlands: Mitigating and regulating development impacts*, Urban Land Institute, Washington, 117 p.

SANDERS ET BRETT, F., 2007. Évaluation of on-line DEMs for flood inundation modeling. *Advances in Water Resources*, 30(8), pp,1831–1843.

SAWAYA, K.E. ; OLMANSON, L.G. ; HEINERT, N.J. ; BREZONIK, P.L. ET BAUER, M.E., 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(1-2), pp,144–156.

SCHINDLER, D.W., 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes*, 11(8), pp,1043–1067.

SCHMITT, A. ; BRISCO, B. ; KAYA, S. ; ROTH, A. ET MUELLER, A., 2011. Wetland Monitoring with Polarimetric SAR Change Detection Methods. In *The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring*. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sydney, 10–15 avril.

SCHRICKE, V., 1983. *Distribution spatio-temporelle des populations d'Anatidés en transit et en hivernage en Baie du Mont-Saint-Michel, en relation avec les activités humaines*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, Rennes, 299 p.

SERVANT, J., 1970. *Étude pédologique du bassin de la Lizonne*, Rapport d'étude, INRA, Montpellier, 194p.

SETO, K.C. ; FLEISHMAN, E. ; FAY, J.P. ET BETRUS, C.J., 2004. Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, 25(20), pp,4309–4324.

SHI, J. ; WANG, J. ; HSU, A.Y. ; O'NEILL, P.E. ET ENGMAN, E.T., 1997. Estimation of bare surface soil moisture and surface roughness parameter using L-band SAR image data. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 35(5), pp,1254–1266.

SHUMAN, C.S. ET AMBROSE, R.F., 2003. A Comparison of Remote Sensing and Ground-Based Methods for Monitoring Wetland Restoration Success. *Restoration Ecology*, 11(3), pp,325–333.

SIMARD, M. ; RIVERA-MONROY, V.H. ; MANCERA-PINEDA, J.E. ; CASTAÑEDA-MOYA, E. ET TWILLEY, R.R., 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICEsat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), pp,2131–2144.

SITHOLE, G., 2005. *Segmentation and classification of airborne laser scanner data*. Nederlandse Commissie voor Geodesie, Delft, 203 p.

SITHOLE, G. ET VOSSELMAN, G., 2004. Experimental comparison of filter algorithms for bare-Earth extraction from airborne laser scanning point clouds. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 59(1–2), pp,85–101.

SMITH, L.C., 1997. Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: A review. *Hydrological processes*, 11(10), pp,1427–1439.

SOBOCINSKI, K.L. ; BORDE, A.B. ; MILLER, L.M. ; THOM, R.M. ET TEAR, L.M., 2006. *Columbia River Estuary Habitat Monitoring Pilot Field Study and Remote Sensing Analysis*, Lower Columbia River Estuary Partnership, 51 p.

SOCAMA INGÉNIEURIE, 1998. *Biefs et dérivation de la Lizonne - Un réseau secondaire inadapté*, Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique du bassin versant de la Lizonne, 63 p.

SOUSSANA, J., 2001. Changement climatique. Impacts possibles sur l'agriculture et adaptations possibles. In Déméter, *Économie et stratégies agricoles: Nouveaux enjeux pour l'agriculture*, Armand Colin, Paris, pp,195–222.

STEGER, C., 1998. An Unbiased Detector of Curvilinear Structures. In *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 20(2), pp. 113–125.

ST-ONGE, B., 2004. L'altimétrie laser à balayage. *Revue Internationale de Géomatique*, 14(3-4), pp,531–558.

SUGUMARAN, R. ; HARKEN, J. ET GERJEVIC, J., 2004. *Using Remote Sensing Data to Study Wetland Dynamics in Iowa*, Rapport technique, Université d'Iowa, 17 p.

TOWNSEND, P.A. ET WALSH, S.J., 1998. Modeling floodplain inundation using an integrated GIS with radar and optical remote sensing. *Geomorphology*, 21(3), pp,295–312.

TÖYRÄ, J. ET PIETRONIRO, A., 2005. Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques. *Remote Sensing of Environment*, 97(2), pp,174–191.

TÖYRÄ, J. ; PIETRONIRO, A. ; HOPKINSON, C. ET KALBFLEISCH, W., 2003. Assessment of airborne scanning laser altimetry (lidar) in a deltaic wetland environment. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(6), pp,718–728.

TRÉMOLIÈRES, M. ; *ET AL.*, 2004. L'azote dans les zones humides : des transformations importantes mais variables, In *Les zones humides et l'eau, Cahiers thématiques du PNRZH*, MEDD, Agences de l'eau, BRGM, pp,36–40.

TURNER, RK, 1992. Défaillances des politiques dans la gestion des zones humides. In OCDE (ed), *Les défaillances du marché et des gouvernements dans la gestion de l'environnement. Les zones humides et les forêts»*. Paris, pp,9–47.

ULLAH, S. ; SCHLERF, M. ; SKIDMORE, A.K. ET HECKER, C., 2012. Identifying plant species using mid-wave infrared (2,5–6 µm) and thermal infrared (8–14 µm) emissivity spectra. *Remote Sensing of Environment*, 118, pp,95–102.

VAN DER VALK, A.G., 2009. Restoration of wetland environments: lessons and successes. *The Wetlands Handbook*, pp,729–754.

VANNIER, C., 2011. Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection: application au paysage bocager, Thèse de doctorat, Université Rennes 2, Rennes, 320 p.

VANNIER, C. ET HUBERT-MOY, L., 2010. Wooded hedgerows characterization in rural landscape using very high spatial resolution satellite images. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS),* 2010 IEEE International, 25–30 juillet 2010, Honolulu, pp. 347 –350.

VANNIER, C. ; VASSEUR, C. ; HUBERT-MOY, L. ET BAUDRY, J., 2011. Multiscale ecological assessment of remote sensing images. *Landscape Ecology*, 26(8), pp,1053–1069.

VEPAKOMMA, U. ; ST-ONGE, B. ET KNEESHAW, D., 2008. Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), pp,2326–2340.

VIANELLO, A. ; CAVALLI, M. ET TAROLLI, P., 2009. LiDAR-derived slopes for headwater channel network analysis. *CATENA*, 76(2), pp,97–106.

VIAUD, V. ; DURAND, P. ; MÉROT, P. ; SAUBOUA, E. ET SAADI, Z., 2005. Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management*, 74(2), pp,135–163.

VIERLING, K. ; VIERLING, L. ; GOULD, W.A. ; MARTINUZZI, S. ET CLAWGES, R.M., 2008. Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), pp,90–98.

WAGNER, W. ; BLOSCHL, G. ; PAMPALONI, P. ; CALVET, J.C. ; BIZZARRI, B. ; WIGNERON, J.P. ET KERR, Y., 2007. Operational readiness of microwave remote sensing of soil moisture for hydrologic applications. *Nordic hydrology*, 38(1), pp,1–20.

WANG, S.Y. ; CUI, X.M. ; YUAN, D.B. ; JIN, J.J. ET ZHANG, Q., 2012. Classification of Airborne Lidar Data by Echo. *Key Engineering Materials*, 500, pp,696–700.

WDOWINSKI, S. ; KIM, S.-W. ; AMELUNG, F. ; DIXON, T.H. ; MIRALLES-WILHELM, F. ET SONENSHEIN, R., 2008. Space-based detection of wetlands' surface water level changes from L-band SAR interferometry. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), pp,681–696.

WERBROUCK, I. *ET AL.*, 2011. Digital Elevation Model generation for historical landscape analysis based on LiDAR data, a case study in Flanders (Belgium). *Expert Systems with Applications*, 38(7), pp,8178–8185.

WESSEL, B. ET WIEDEMANN, C., 2003. Analysis of automatic road extraction results from airborne SAR imagery. *International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 34(3), pp,105–112.

WILLIAMS, M., 1990. *Wetlands, a threatened landscape*. Blackwell Publishers, Oxford, 419 p.

ZEDLER, J., 2004. Compensating for wetland losses in the United States. *Ibis*, 146, pp,92–100.

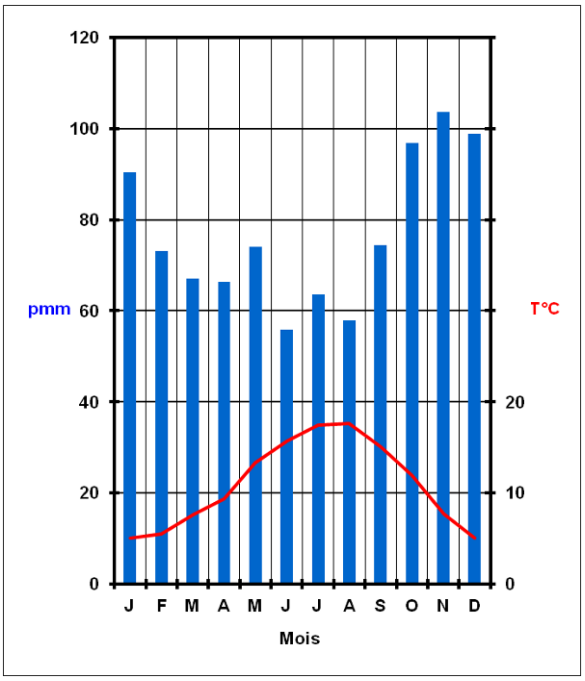
ZEDLER, J., 2005. Ecological restoration: guidance from theory. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 3(2), 31 p.

ZHOU, D. ; GONG, H. ET LIU, Z., 2008. Integrated ecological assessment of biophysical wetland habitat in water catchments: Linking hydro-ecological modelling with geo-information techniques. *Ecological Modelling*, 214(2-4), pp,411–420.

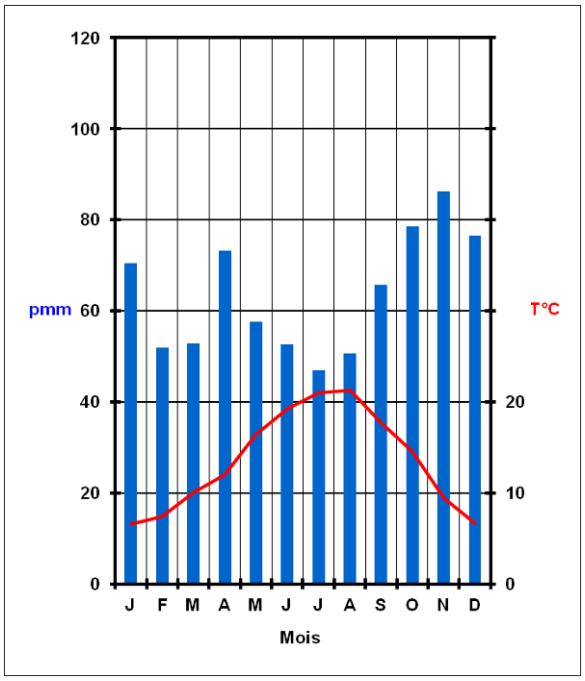
ZOMER, R.J. ; TRABUCCO, A. ET USTIN, S.L., 2009. Building spectral libraries for wetlands land cover classification and hyperspectral remote sensing. *Journal of Environmental Management*, 90(7), pp,2170–2177.

ANNEXES

ANNEXE A : DIAGRAMMES OMBRO-THERMIQUES DES SITES D'ÉTUDES

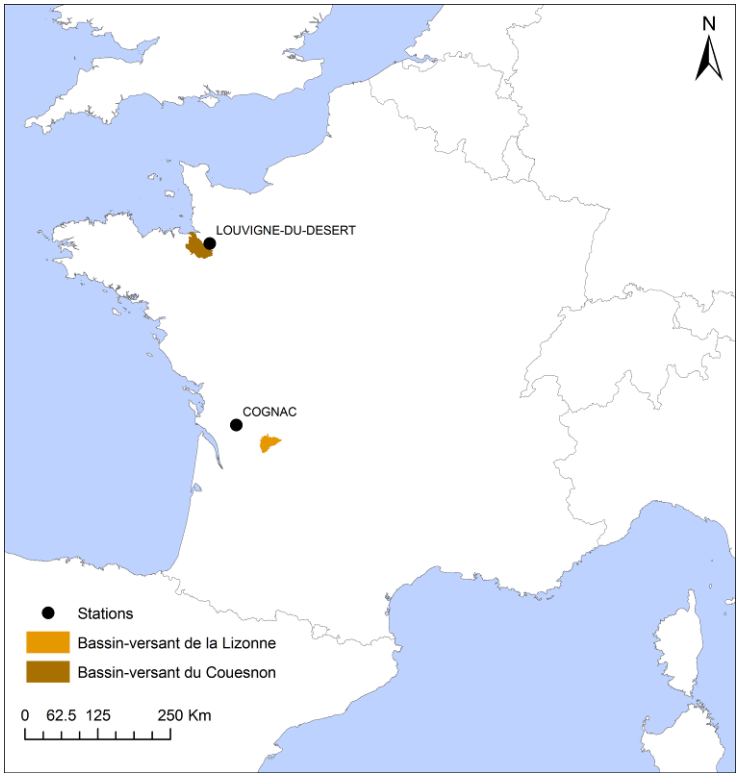


Louvigné du Désert (35)



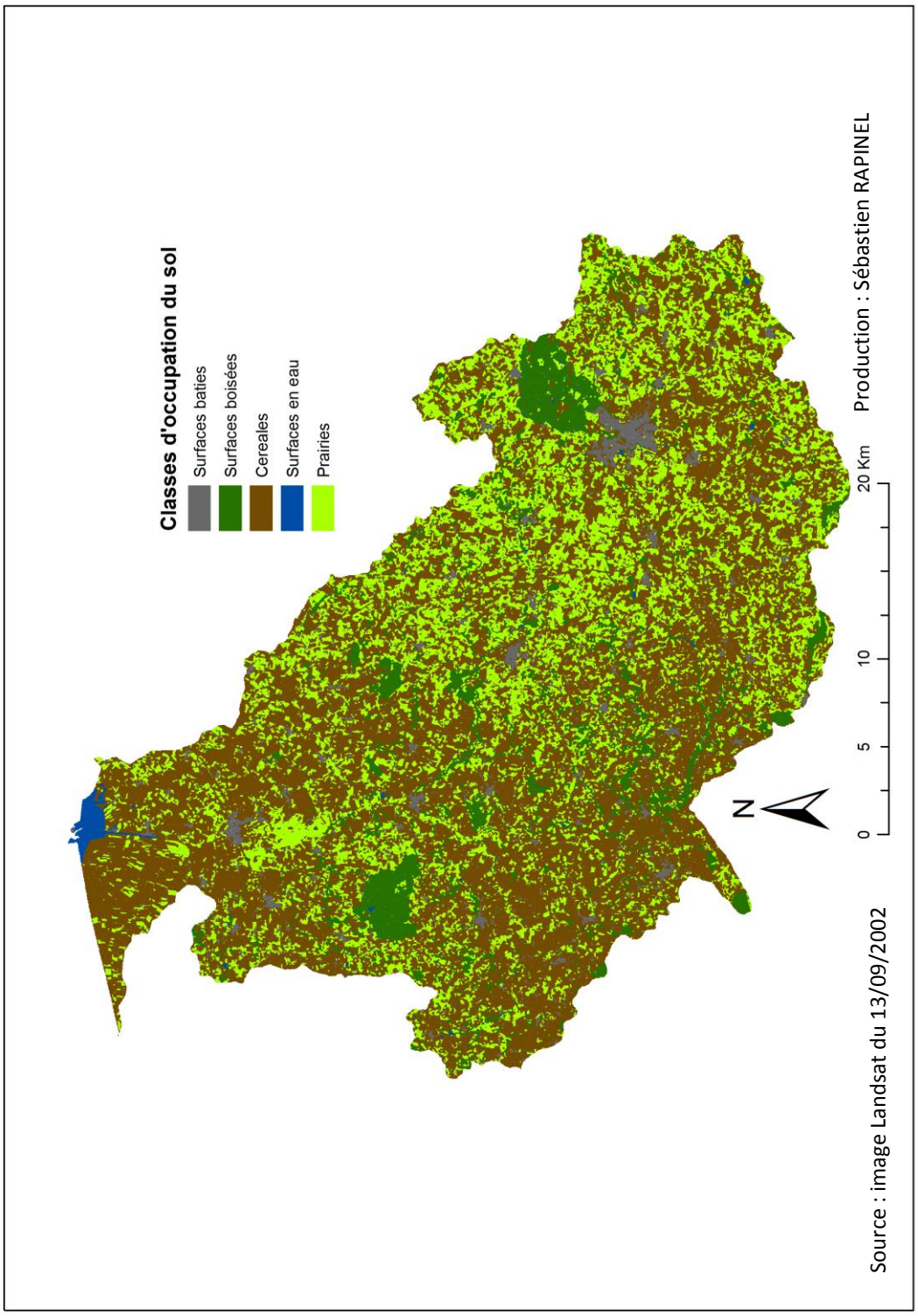
Cognac (16)

Source : Météo France

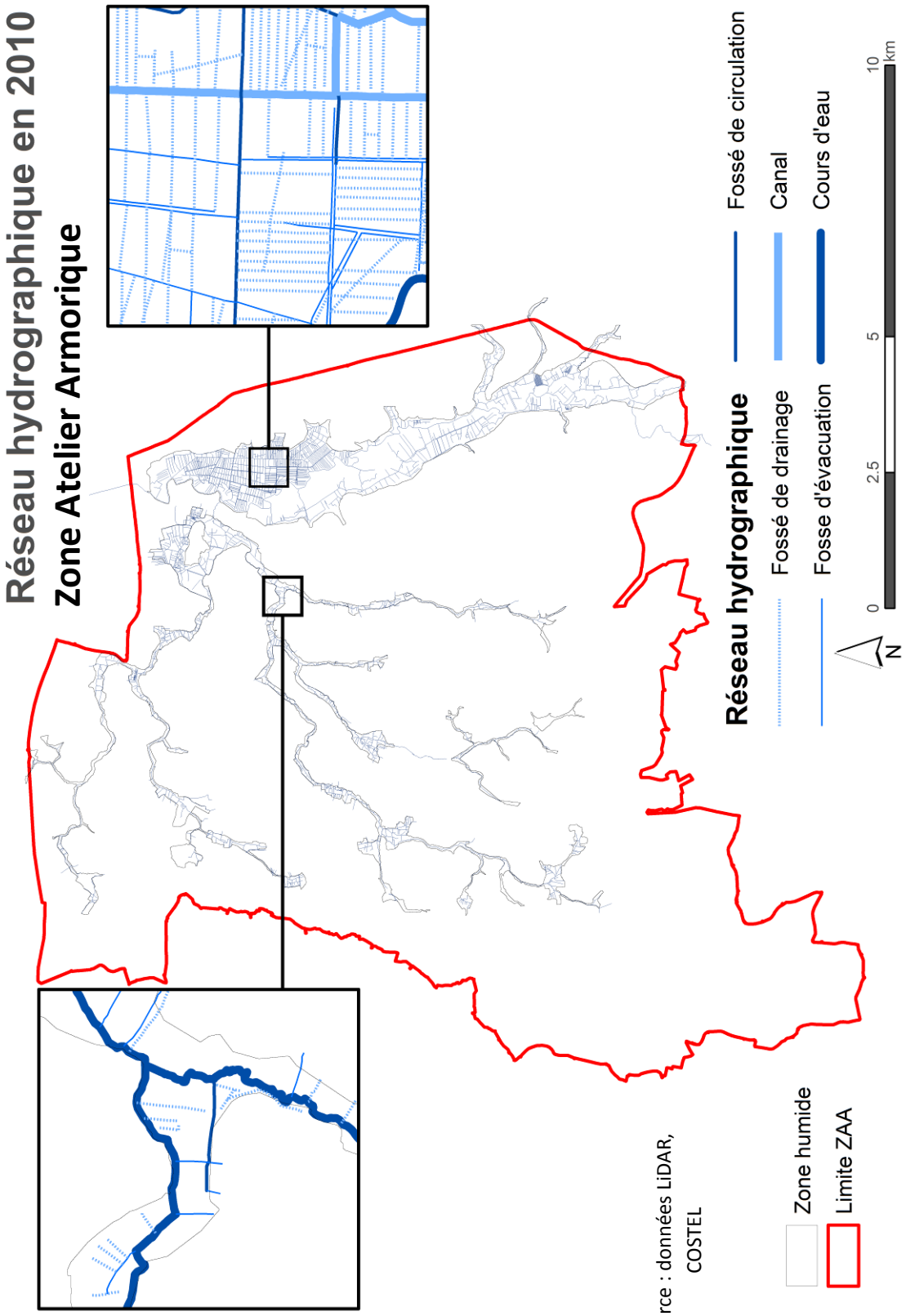


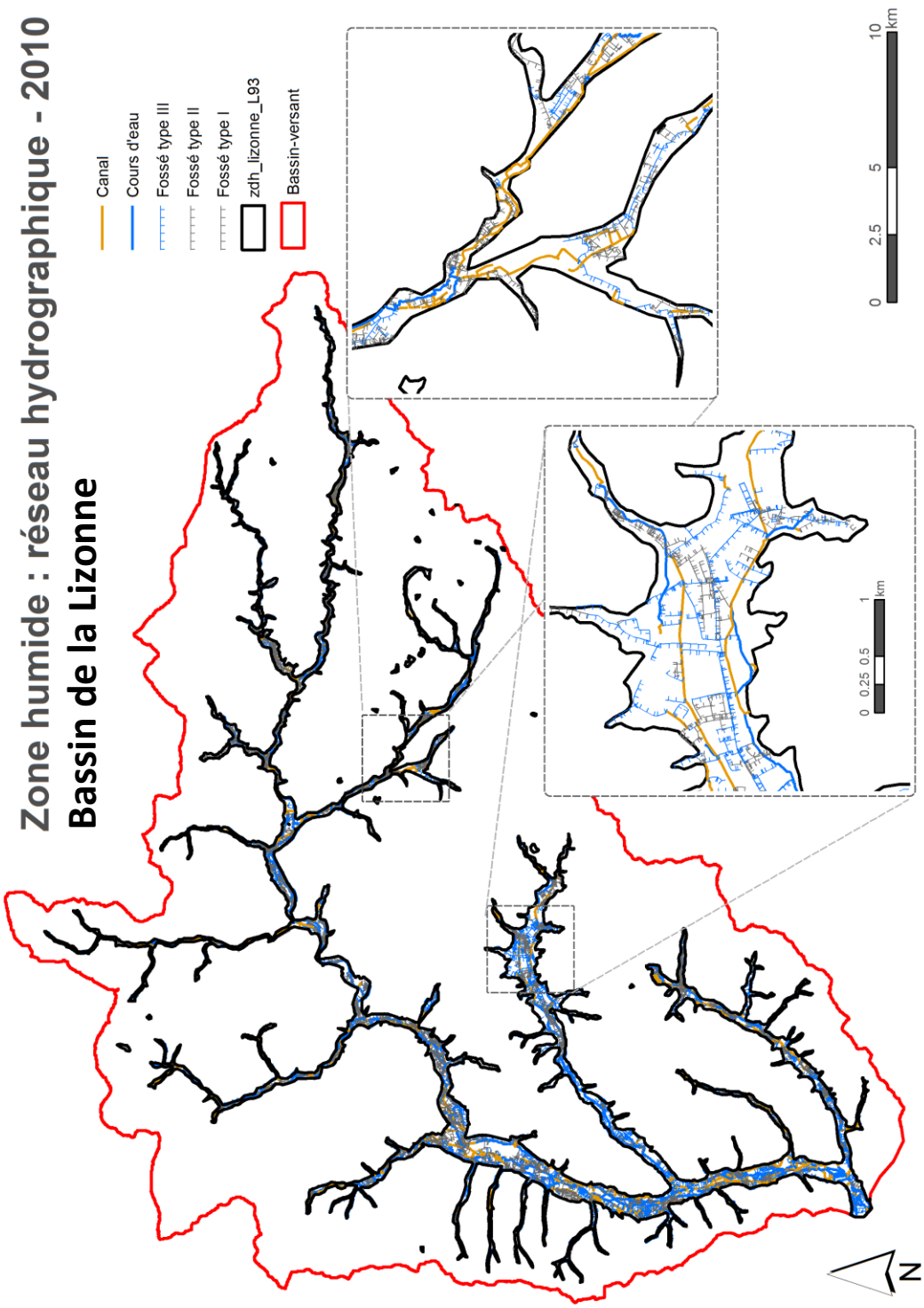
Source : IGN

ANNEXE B : OCCUPATION DU SOL DU BASSIN-VERSANT DU COUESNON



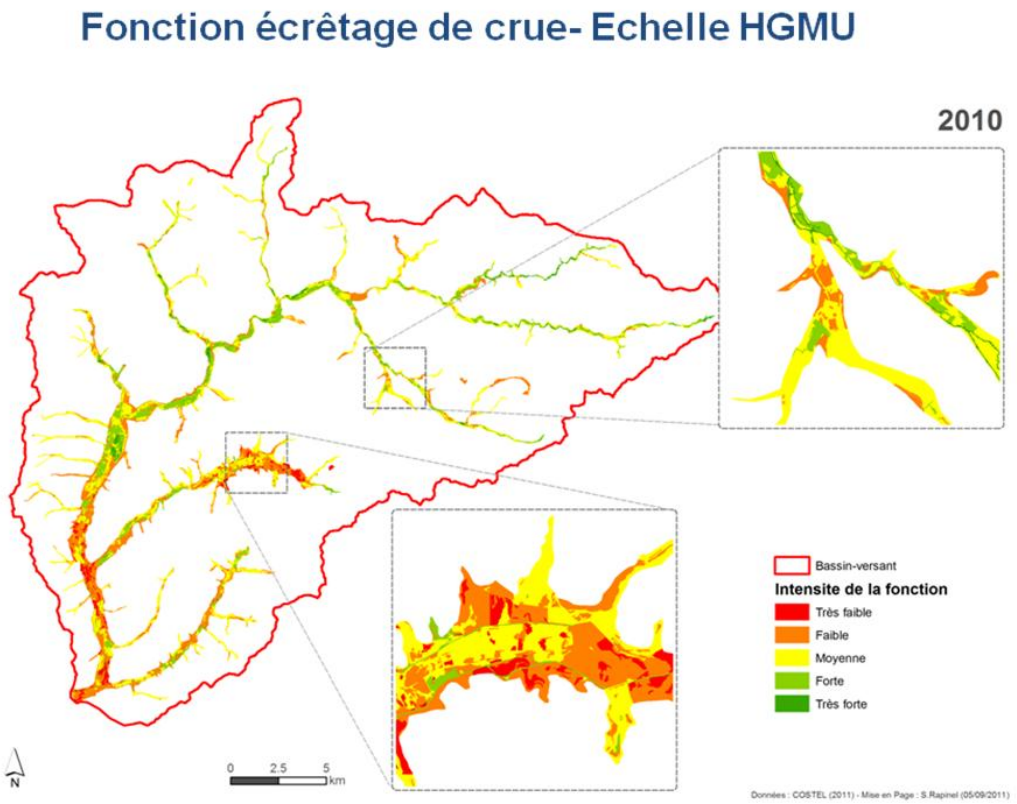
ANNEXE C : CARTES DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DES SITES D'ÉTUDE

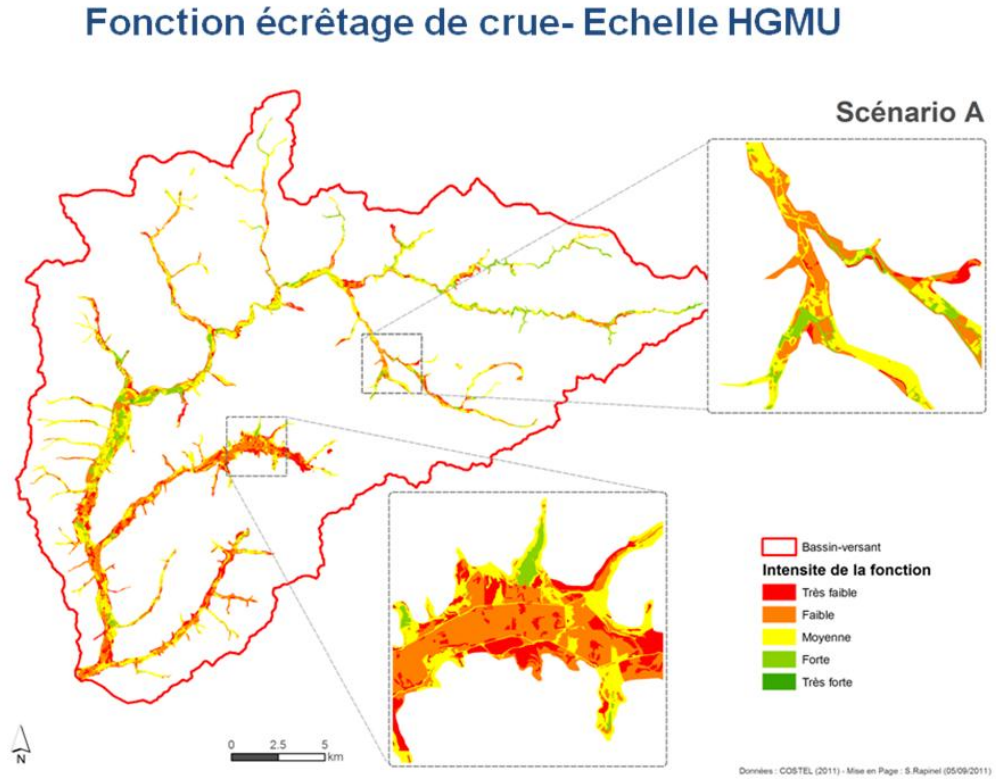




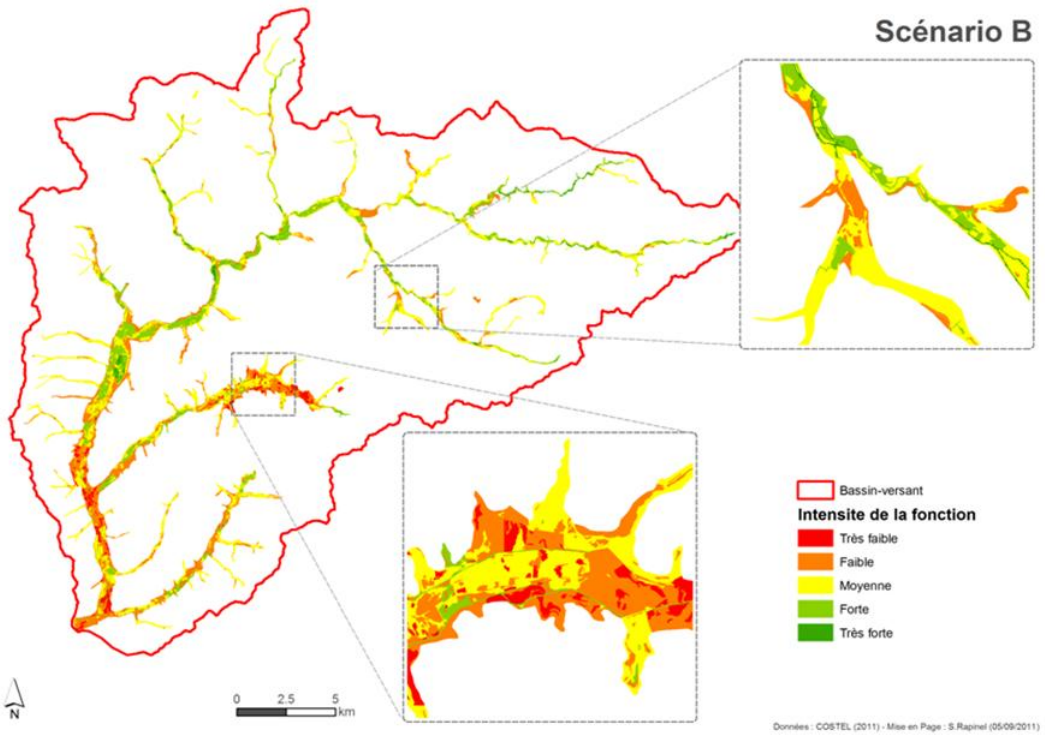
Source : données LiDAR, COSTEL

ANNEXE D : FONCTIONS DES ZONES HUMIDES DU BASSIN-VERSSANT DE LA LIZONNE SELON LES SCÉNARIOS

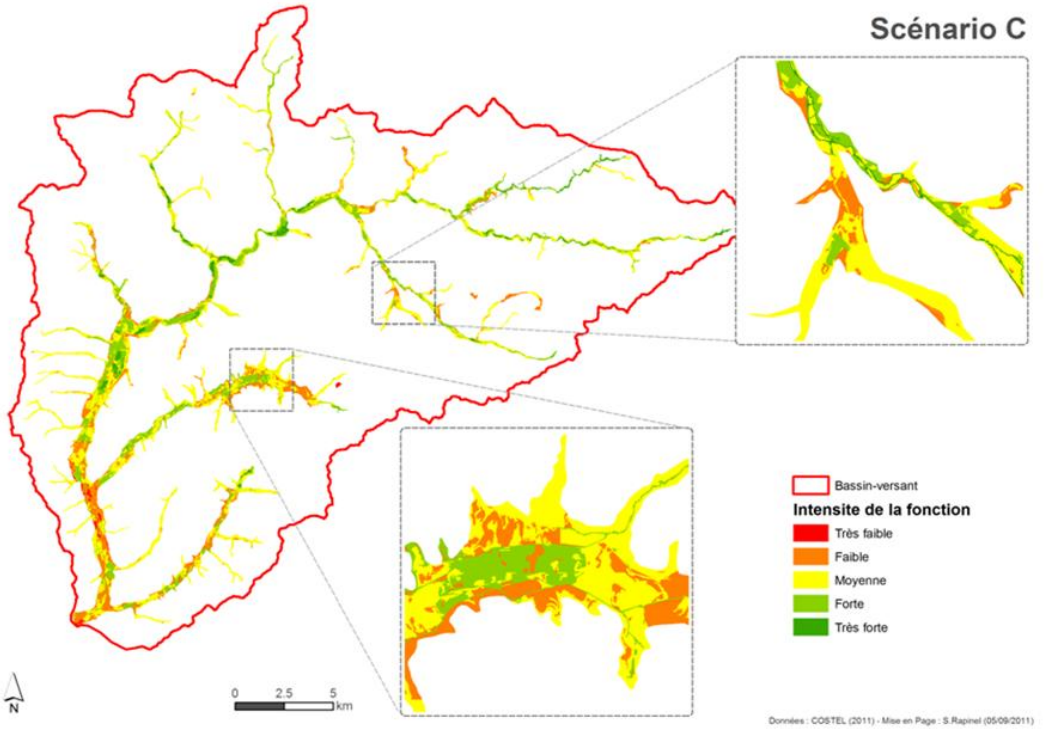




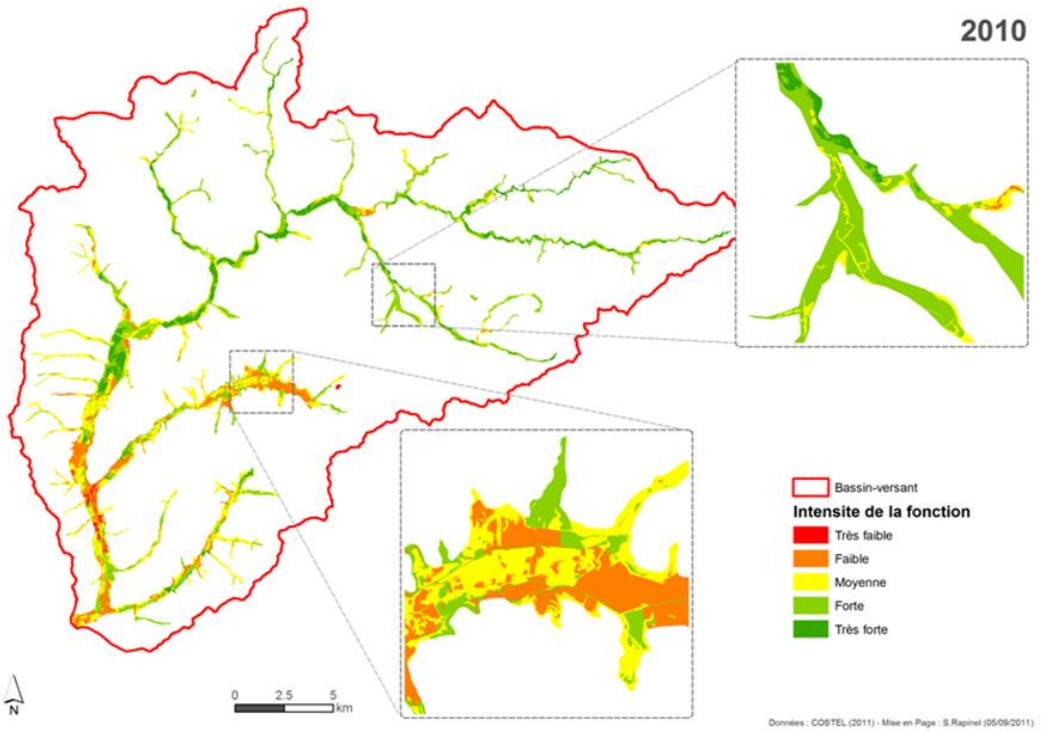
Fonction écrêtage de crue- Echelle HGMU



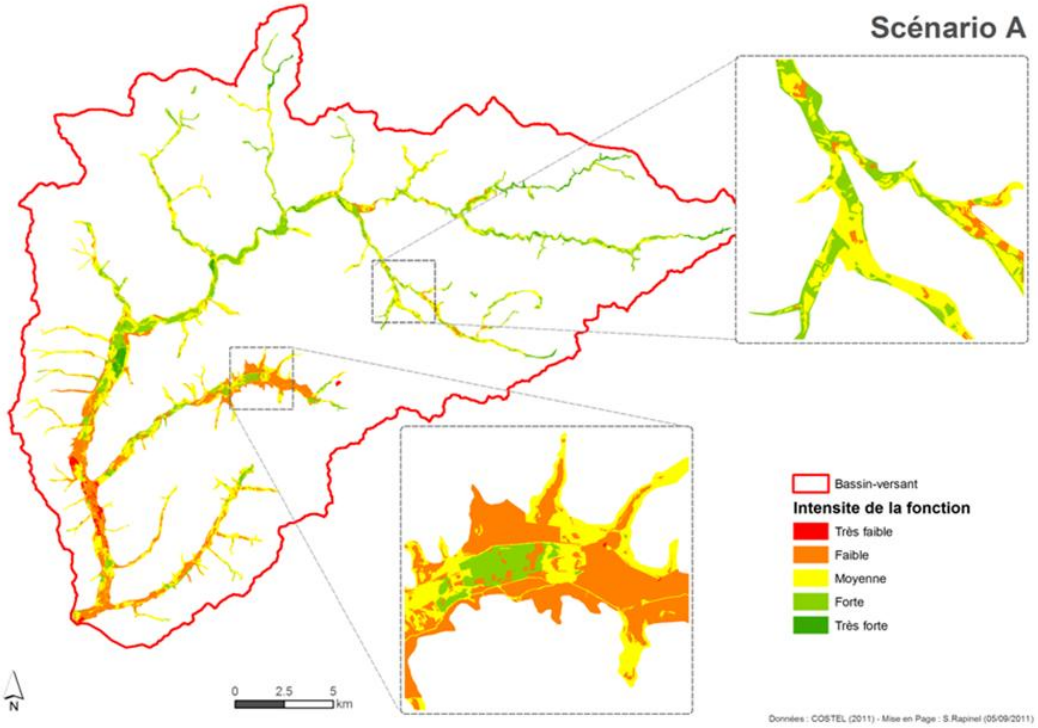
Fonction écrêtage de crue- Echelle HGMU



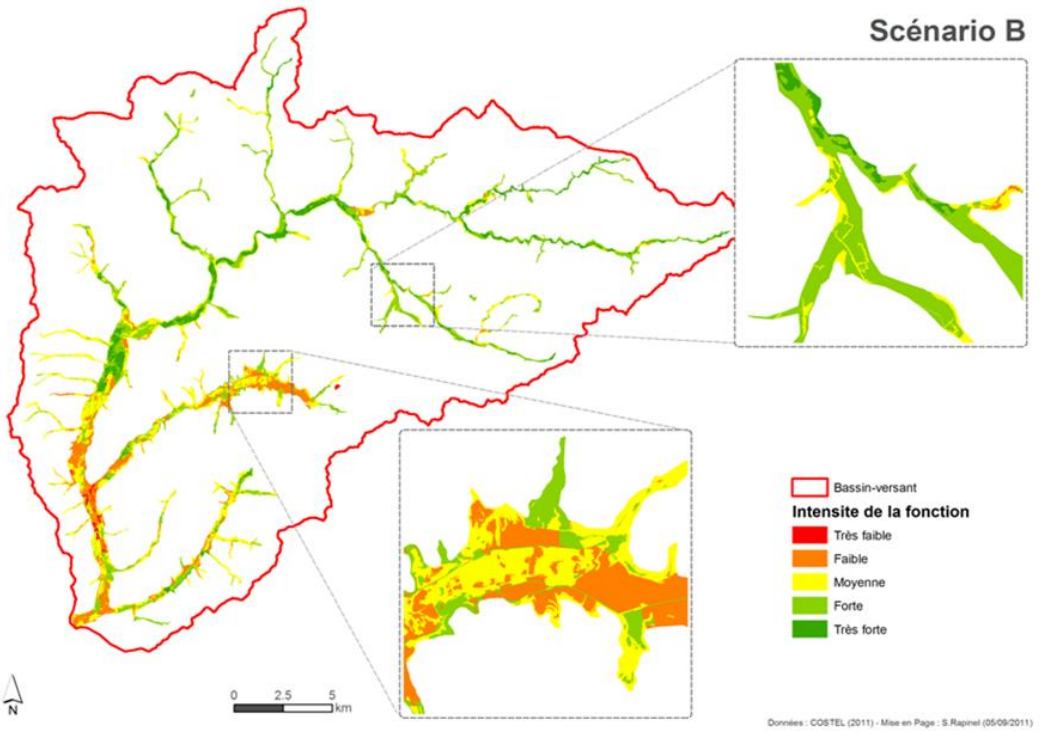
Fonction soutien à l'étiage- Echelle HGMU



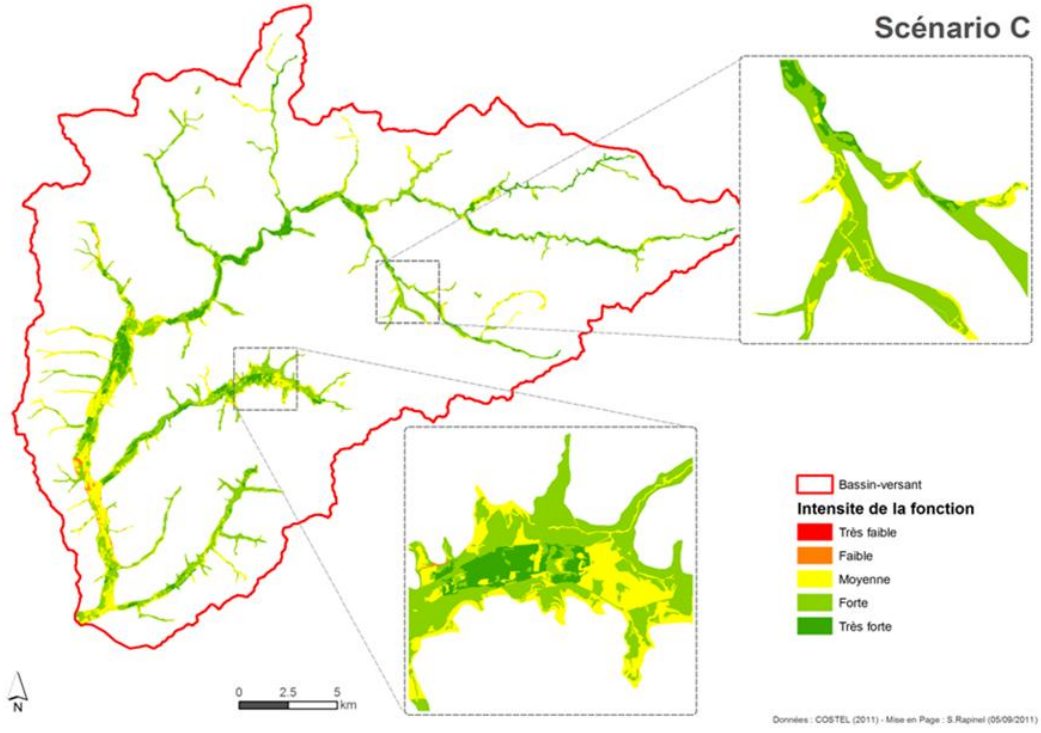
Fonction soutien à l'étiage- Echelle HGMU



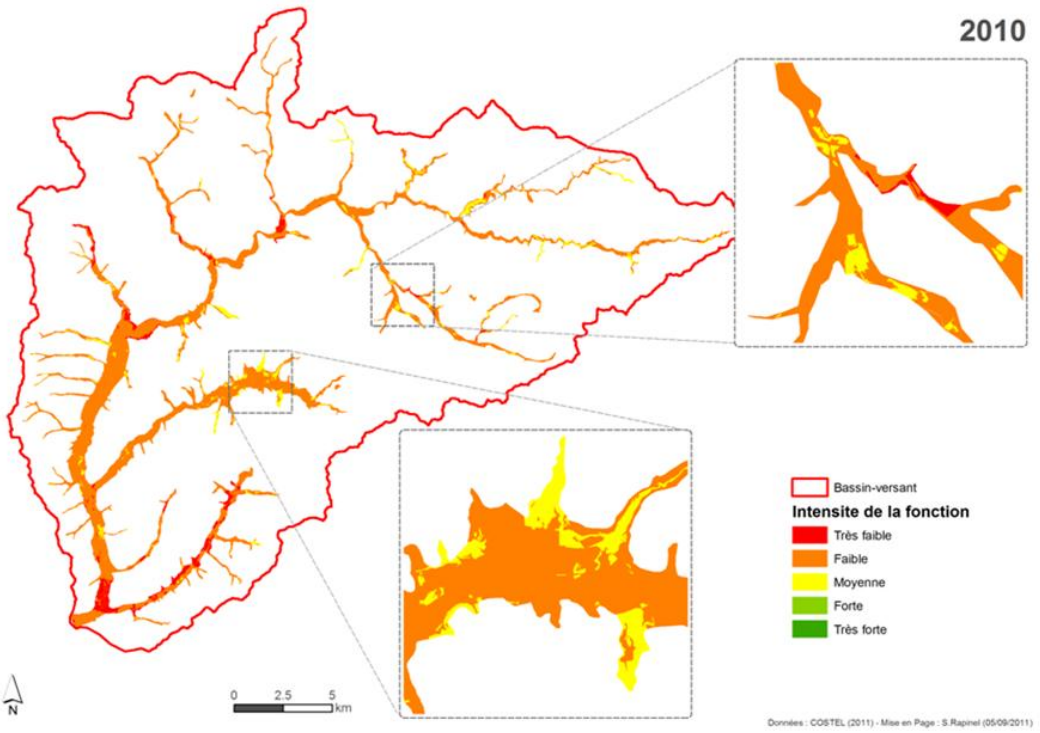
Fonction soutien à l'étiage- Echelle HGMU



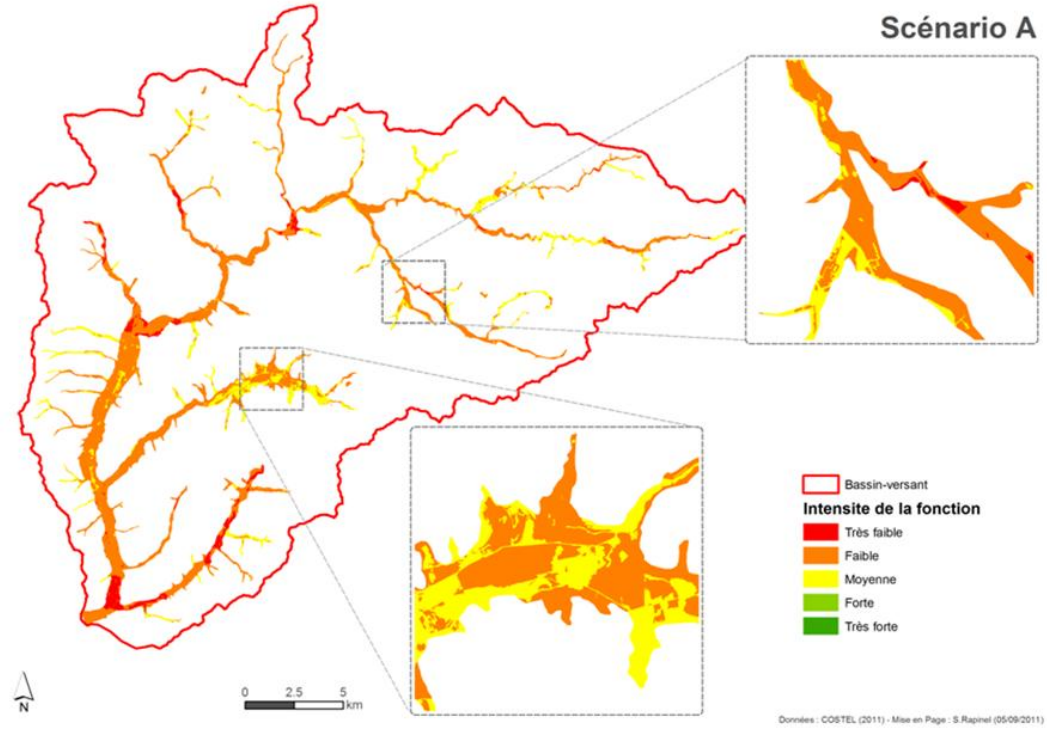
Fonction soutien à l'étiage- Echelle HGMU



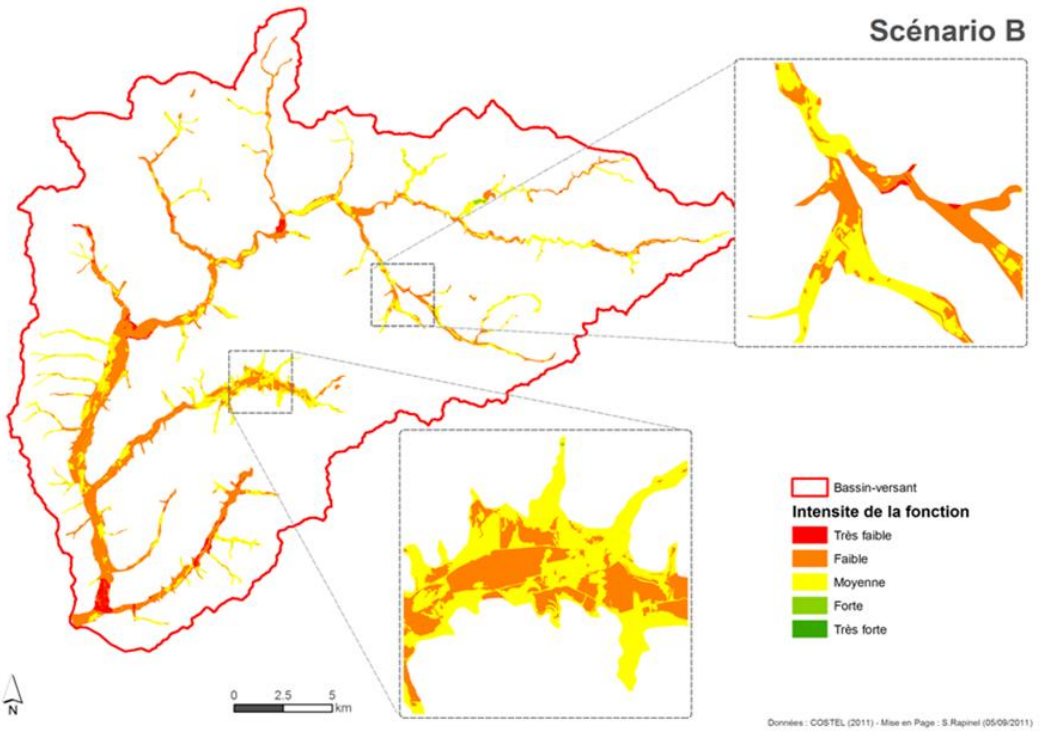
Fonction dénitrification- Echelle HGMU



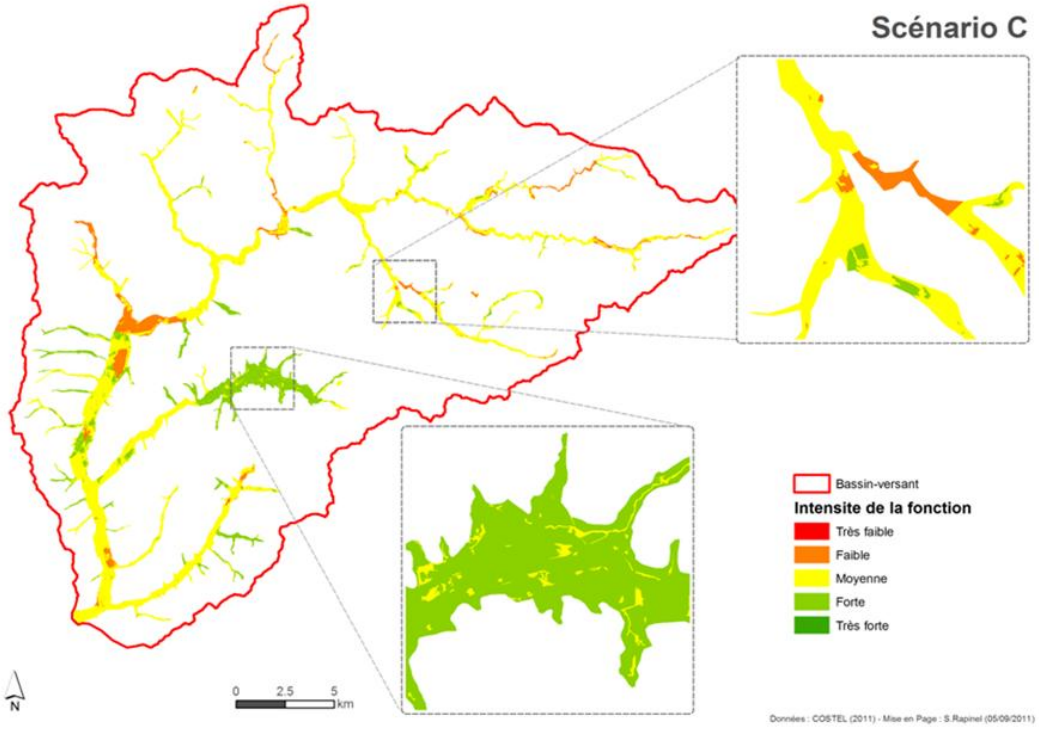
Fonction dénitrification- Echelle HGMU



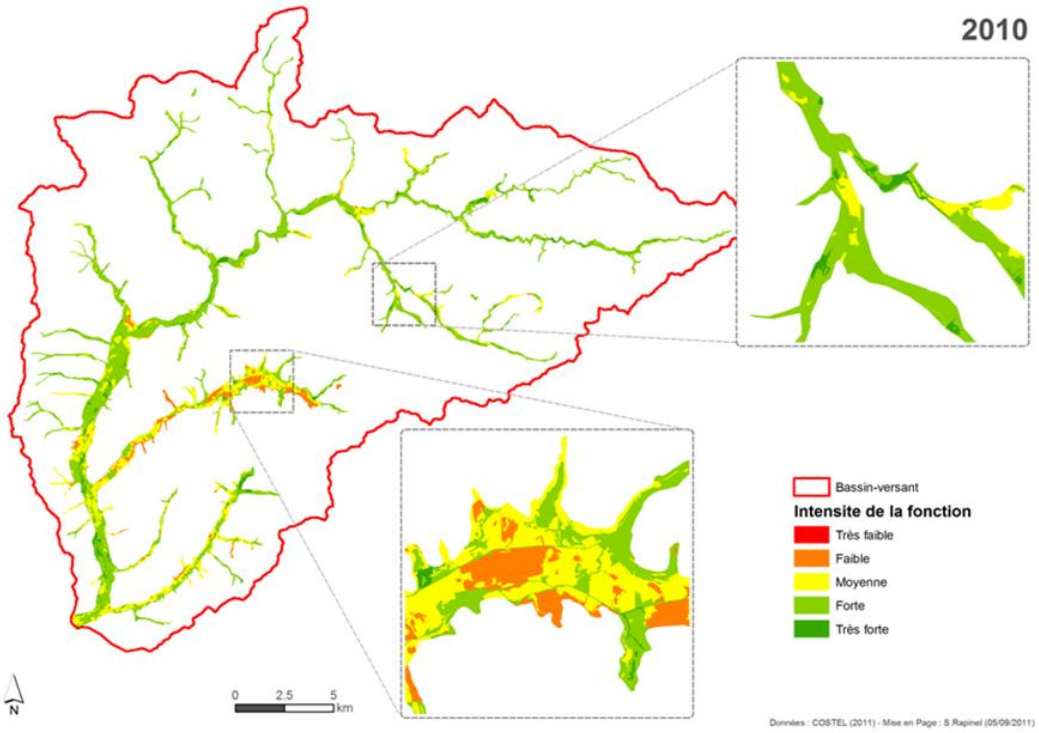
Fonction dénitrification- Echelle HGMU



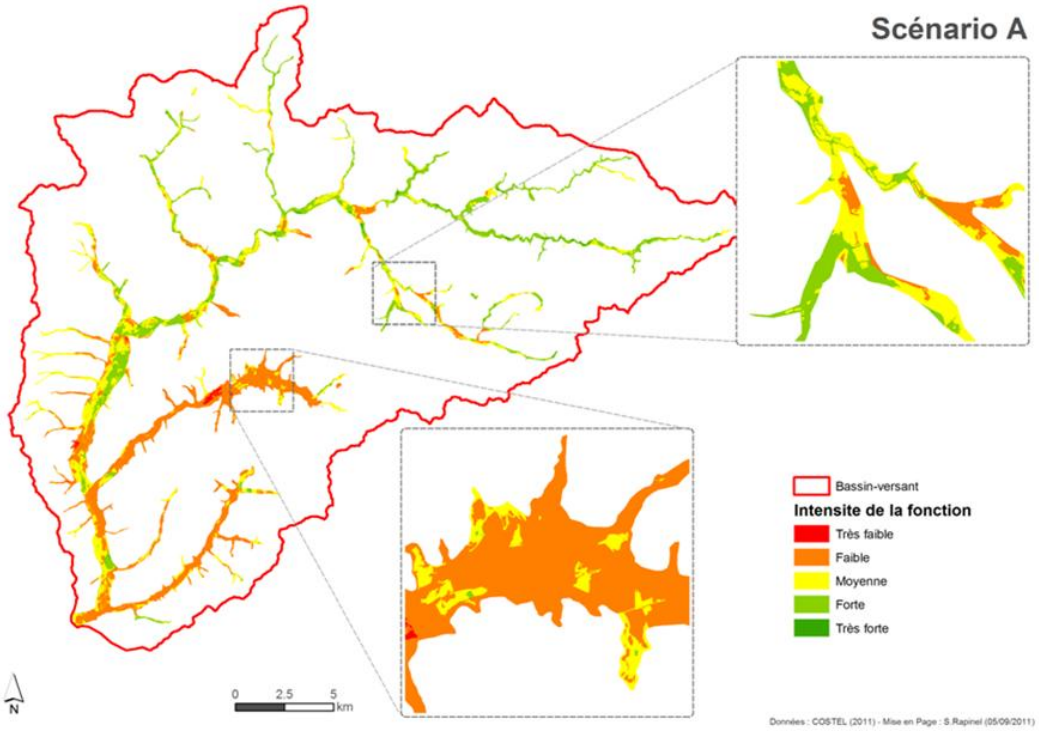
Fonction dénitrification- Echelle HGMU



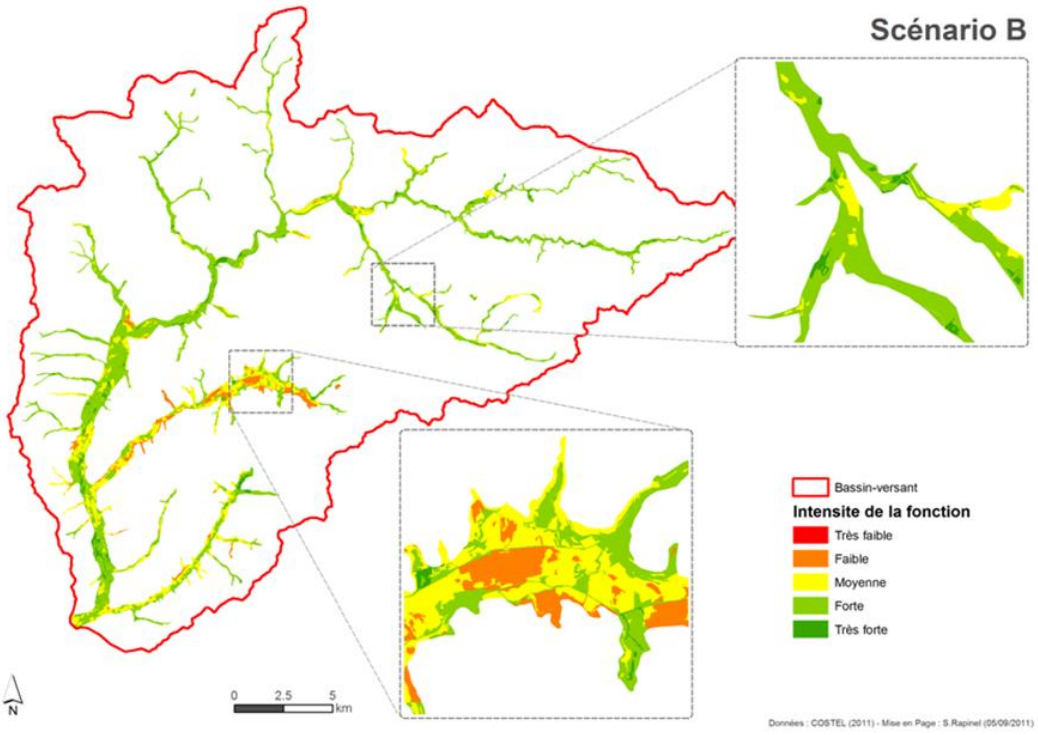
Fonction habitat- Echelle HGMU



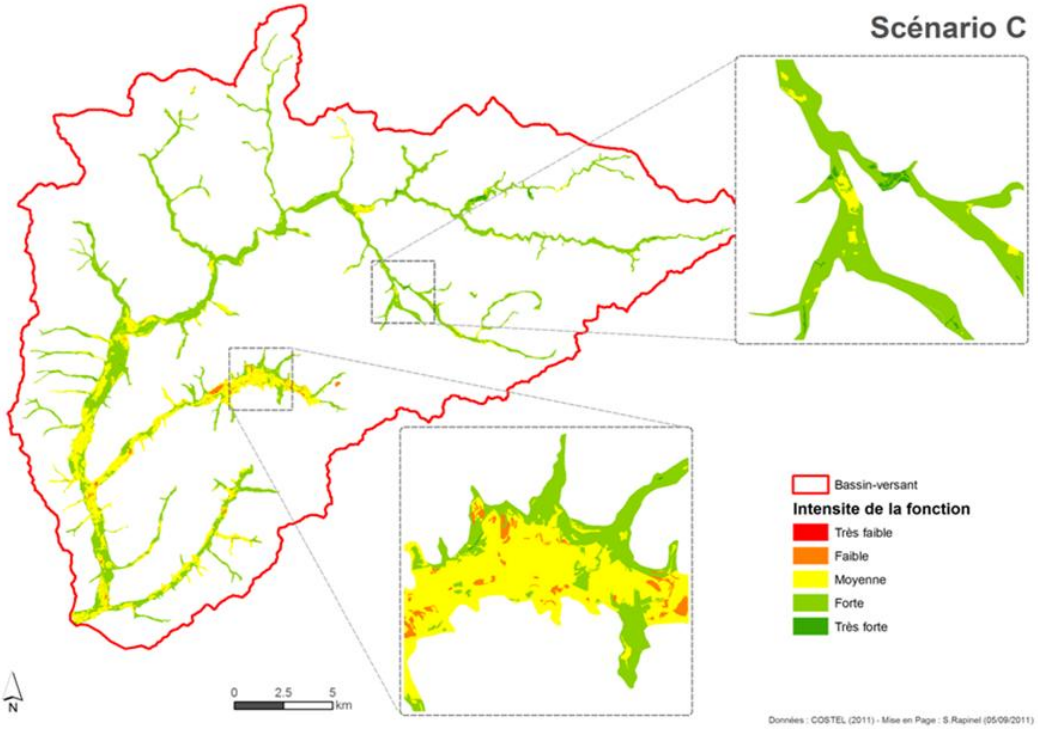
Fonction habitat- Echelle HGMU



Fonction habitat- Echelle HGMU



Fonction habitat- Echelle HGMU



LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 - NIVEAUX D'APPROCHE APPLICABLES À L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES (CLÉMENT ET AL., 2009) 17
FIGURE 1.1– LES PRINCIPAUX TYPES DE ZONES HUMIDES RENCONTRÉS SUR UN BASSIN-VERSANT (ADAPTÉ D'AIDOUD IN MALTBY, 2009)..... 29
FIGURE 1.2 – EXEMPLES DE VÉGÉTATIONS HYGROPHILES (EN HAUT) ET DE SOLS HYDROMORPHES (EN BAS) : (A) *CAREX RIPARIA* ; (B) RENONCULES EN FLEUR ; (C) : MAGNO-CARIÇAIE ; (D) : SOL ORGANIQUE ; (E) : HORIZON AVEC TRACES D'OXYDO-RÉDUCTION ; (F) PSEUDO-GLEY. CRÉDITS : S. RAPINEL 32
FIGURE 1.3 – DÉLIMITATION DU SITE RAMSAR, DES ZONES HUMIDES LITTORALES ET DES SITES NATURA 2000 DANS LE DÉPARTEMENT DU MORBIHAN. D'APRÈS L. HUBERT-MOY, DOCUMENT DE TRAVAIL MARS 2002, ODEM. 33
FIGURE 1.4 – EXEMPLE DE DÉLIMITATION INTERNE ET EXTERNE D'UNE ZONE HUMIDE DE FOND DE VALLÉE 34
FIGURE 1.5 – LES PROCESSUS, FONCTIONS ET STRUCTURE DES ZONES HUMIDES PRODUISENT DE NOMBREUX SERVICES ET VALEURS QUI SONT IMPORTANTS D'UN POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL ET ÉCONOMIQUE (ADAPTÉ DE MALTBY *ET AL.,* 1996) 37
FIGURE 1.6 – PRINCIPAUX FLUX HYDROLOGIQUES OBSERVES AU SEIN D'UNE ZONE HUMIDE DE BAS FOND (ADAPTÉ DE BARNAUD ET FUSTEC, 2007)..... 39
FIGURE 1.7 - DIFFÉRENTES DÉMARCHES D'ÉVALUATION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES ET DE LEURS VALEURS : (A) DÉMARCHE PROGRESSIVE ET COMPLÈTE ; (B) DÉMARCHE EN GRANDE PARTIE INTUITIVE D'ÉVALUATION DES FONCTIONS ET DE LEUR VALEUR SOCIALE ; (C) DÉMARCHE D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES SERVICES RENDUS (ADAPTÉ DE FUSTEC, 2000). 42
FIGURE 1.8 – CARACTÉRISATION DES ZONES HUMIDES SELON LE GRADIENT DYNAMIQUE ET LE GRADIENT TROPHIQUE : (A) PROCESSUS D'EUTROPHISATION VIA L'APPORT DIFFUS DE NUTRIMENTS DANS LE BASSIN VERSANT ; (B) PROCESSUS D'OLIGOTROPHISATION NATUREL INDUIT PAR L'ACCUMULATION DE MATIÈRE ORGANIQUE OU DE TOURBE DANS LA ZONE HUMIDE. LES FLÈCHES EN TRAIT PLEIN INDIQUENT LA DYNAMIQUE NATURELLE COURANTE ; L'ÉPAISSEUR DU TRAIT ILLUSTRE LA VITESSE DU CHANGEMENT D'ÉTAT (À GAUCHE, DE L'ORDRE DE QUELQUES SIÈCLES ENTRE DEUX DYNAMIQUES ; À DROITE, DE L'ORDRE DE QUELQUES DIZAINES D'ANNÉES). EXTRAIT DE CLÉMENT, 1986. 45
FIGURE 1.9 – SCHÉMA DE LA HIÉRARCHIE DES ZONES HUMIDES SELON L'APPROCHE PEEW (D'APRÈS MÉROT *ET AL.*, 2006)..... 47
FIGURE 1.10 – LES TROIS ÉTAPES DE LA FAP (MALTBY, 2009 B) 49
FIGURE 1.11 – EXEMPLE DE DÉLIMITATION D'HGMU À PARTIR DE CRITÈRES HYDROLOGIQUES (FOSSÉ) ET MORPHOLOGIQUES (BOURRELET) : (A) VUE AÉRIENNE ; (B) VUE EN COUPE (ADAPTÉ DE MALTBY, 2009). 50
FIGURE 1.12 – VARIABILITÉS TEMPORELLES RELATIVES DE TROIS FONCTIONS AU SEIN D'UNE UNITÉ HYDROGÉOMORPHOLOGIQUE (ADAPTÉ DE CLÉMENT *ET AL.*, 2004) 52
FIGURE 1.13 – REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DE L'ÉVOLUTION DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET DES OPTIONS ENVISAGEABLES SELON LES OBJECTIFS (*IN BARNAUD ET FUSTEC, 2007)* 53
FIGURE 1.14 - REPRÉSENTATION TRIDIMENSIONNELLE (A) D'UN SCÉNARIO EXPLORATOIRE ET (B) D'UN SCÉNARIO NORMATIF (*IN JULIEN ET AL., 1975*) 58
FIGURE 1.15 – EXEMPLE D'ÉLABORATION DE SCÉNARIO NORMATIF TENDANCIEL SUR LE BASSIN-VERSANT DU BLAVET (BRETAGNE). EXTRAIT DE HOUET ET *AL.*, 2008. 59
FIGURE 1.16 – CARTES DE FONCTIONS PRODUITES AVEC WEDSS SUR LE SITE DE TETCOTT BARTON, ANGLETERRE. EXTRAIT DE MALTBY ET BAKER, 2009. 60
FIGURE 1.17 – REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DE LA STRUCTURE DE L'OUTIL WEDSS PROPOSÉ DANS LE CADRE DU PROGRAMME EVALUWET 61
FIGURE 2.1 – ILLUSTRATION DES DIFFÉRENCES CONCEPTUELLES ENTRE LA FORME D'ONDE D'ENREGISTREMENT ET LES RETOURS DE L'APPAREIL LIDAR : À GAUCHE, INTERSECTION DE L'EMPREINTE LASER AVEC UN HOUPPIER ; AU CENTRE, ONDE PROBABLEMENT ENREGISTRÉE PAR LE CAPTEUR ; À DROITE, HAUTEURS ENREGISTRÉES PAR LES RETOURS LIDAR. *IN* LEFSKY ET *AL.*, 2002..... 72
FIGURE 2.2 – RELATIONS ENTRE LES OBJETS ET LA RÉSOLUTION SPATIALE : (A) FAIBLE RÉSOLUTION : LES PIXELS SONT SIGNIFICATIVEMENT PLUS GRANDS QUE LES OBJETS, APPROCHE PAR DÉMIXAGE APPROPRIÉE. (B) RÉSOLUTION MOYENNE : LES PIXELS ET LES OBJETS SONT DE LA MÊME TAILLE, APPROCHE PAR PIXEL APPROPRIÉE. (C) HAUTE RÉSOLUTION : LES PIXELS SONT PLUS PETITS QUE LES OBJETS, APPROCHE BASÉE-OBJET APPROPRIÉE (ADAPTÉ DE BLASCHKE, 2010). 83
FIGURE 2.3 – LES DEUX APPROCHES ORIENTÉE-OBJETS POSSIBLES (*ADAPTÉ DE O'NEIL-DUNNE, 2009*)..... 84

FIGURE 3.1 – LOCALISATION DES SITES D'ÉTUDE (*SOURCES : COSTEL, IGN, GLOBAL ADMINISTRATIVE AREAS*) 94
FIGURE 3.2 – LOCALISATION ET STATUT DES BAS-MARAIS DU COUESNON ET DES ZONES HUMIDES TRIBUTAIRES DE BAS-FONDS SOURCES : COSTEL 96
FIGURE 3.3 – REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE ET THÉORIQUE DU GRADIENT TOPOGRAPHIQUE TRANSVERSAL COUESNON-VERSANT : FACTEUR STRUCTURANT LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES. ADAPTÉ DE LANOÉ, 2008. 98
FIGURE 3.4 – VARIABILITÉ INTRA-ANNUELLE DES SURFACES EN EAU SUR LE MARAIS DE SOUGÉAL EN 2010 : (A) PRAIRIE INONDÉE EN MARS ; (B) PRAIRIE PÂTURÉE EN SEPTEMBRE. CRÉDIT : S. RAPINEL 99
FIGURE 3.5 – MARAIS DU MESNIL EN HIVER, PARTIE COMMUNALE : LA PRÉSENCE DE GLYCÉRIE FLOTTANTE EN ASSOCIATION AVEC LA RENONCULE EST CARACTÉRISTIQUE D'UN SYSTÈME AMPHIBIE MÉSOTROPHE. CRÉDIT : M. BARNLEY 100
FIGURE 3.6 – MARAIS DE LA FOLIE EN DÉCEMBRE 2010 : AU PREMIER PLAN, ENFRICHEMENT PAR LES SAULES ; EN ARRIÈRE PLAN, PHRAGMITES. CRÉDIT : S.RAPINEL 101
FIGURE 3.7 – ZONE HUMIDE TRIBUTAIRE DE BAS-FOND EN MARS 2012 : ENFRICHEMENT PAR LES SAULES ; PETITES ROSELIÈRES ET SURFACES EN EAU. CRÉDIT : S. RAPINEL 102
FIGURE 3.8 – LA BIODIVERSITÉ DU MARAIS DE SOUGÉAL : (A) COMPTAGE DE BROCHETONS À LA FIN DU PRINTEMPS ; (B) BROCHETON NÉ DANS LE MARAIS ; (C) NICHAGE D'OISEAUX D'EAU ; (D) FLÛTEAU NAGEANT *(CRÉDITS PHOTOS : COMMUNAUTÉ DE COMMUNES DE LA BAIE DU MONT SAINT MICHEL)* 103
FIGURE 3.9 – SITUATION DE L'ENVAHISSEMENT DE LA PARTIE SUD DU MARAIS COMMUNAL DE SOUGÉAL PAR LA CANCHE CESPITEUSE (*DESCHAMPSIA CESPITOSA*) EN JANVIER 2010. CRÉDIT : M. BARNLEY 104
FIGURE 3.10 – MARAIS DE LA FOLIE À SEC, JUIN 2011. CRÉDIT P. CHEVASSU 105
FIGURE 3.11 – CARTE DES RISQUES À L'ÉTIAGE EN FONCTION DU CONTEXTE GÉOLOGIQUE DES SOUS BASSIN-VERSANTS DE LA LIZONNE (*IN* LEMOINE, 2009). 107
FIGURE 3.12 – LES PRINCIPAUX AMÉNAGEMENTS MODIFIANT LA MORPHOLOGIE DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE LA LIZONNE : (A) RECALIBRAGE DE COURS D'EAU ; (B) DRAINAGE SOUTERRAIN DE PARCELLES DE MAÏS ; (C) BIEF DE DÉRIVATION POUR L'ALIMENTATION DES MOULINS ; (D) CRÉATION DE FOSSÉS. CRÉDITS : J. FÉNÉON 108
FIGURE 3.13 – ÉVOLUTION DU NOMBRE DE JOURS ANNUELS DE DÉPASSEMENT DU DÉBIT OBJECTIF ÉTIAGE SUR LE BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE ENTRE 1986 ET 2009 (*SOURCE : EPIDOR*) 109
FIGURE 3.14 – CARTE DES ZONES À DOMINANTE HUMIDE DU BASIN-VERSANT DE LA LIZONNE. SOURCE : EPIDOR 111
FIGURE 3.15 – ZONE HUMIDE DÉGRADÉE ET COURS D'EAU RECALIBRÉ SUR LA VALLÉE DE LA PUDE. CRÉDIT : EPIDOR 112
FIGURE 3.16 – LOCALISATION DES SEPT BASSINS-VERSANTS RETENUS POUR LE PROJET WAT. SOURCE : HTTP://WWW.WATERANDTERRITORIES.EU/PORTAIL/PAGE/PROJET/9-UN-PROJET-DE-TERRITOIRES.HTML 112
FIGURE 4.1 – EXTRAITS DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES EN 1952, 1978 ET 2006 SUR DES ZONES HUMIDES DE BAS-FONDS 126
FIGURE 4.2 – VALEURS DU CTI SUR L'ENSEMBLE DE LA ZAA 127
FIGURE 4.3 – LES DIFFÉRENTS CRITÈRES PRIS EN CONSIDÉRATION DANS LA DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES POTENTIELLES : (A) CRITÈRE GÉOLOGIQUE (SCAN-GÉOL, BRGM) ; (B) CRITÈRE TOPOGRAPHIQUE (SCAN-25, IGN) 128
FIGURE 4.4 – PROTOCOLE MIS EN ŒUVRE POUR CALCULER LE MNCE 129
FIGURE 4.5 – COMPARAISON DU MNT ET DU MNCE SUR UN TRONÇON ENCAISSÉ DE ZONE HUMIDE 130
FIGURE 4.6 – LOCALISATION DES 54 POINTS DE VALIDATION POUR LA DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES SUR LE SITE DE PLEINE-FOUGÈRES 133
FIGURE 4.7 – COMPARAISON DES DÉLIMITATIONS DE ZONES HUMIDES POTENTIELLES SUR QUATRE SITES TEST À PARTIR D'UNE APPROCHE MANUELLE 140
FIGURE 4.8 – COMPARAISON DES DÉLIMITATIONS DE ZONES HUMIDES POTENTIELLES SUR QUATRE SITES TEST À PARTIR D'UNE APPROCHE AUTOMATIQUE 141
FIGURE 4.9 – DYNAMIQUE DES ZONES HUMIDES EFFECTIVES (EN VERT) ENTRE 1952 ET 2006 POUR TROIS SECTEURS (A, B, C) 142
FIGURE 5.1 – EXTRAITS DES IMAGES ACQUISES PAR TÉLÉDÉTECTION PASSIVE UTILISÉES SUR LES SITES DE BOUCEY ET AUCEY 151
FIGURE 5.2 - MÉTHODOLOGIE D'EXTRACTION ET DE CLASSIFICATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE À PARTIR DE DONNÉES ACQUISES PAR TÉLÉDÉTECTION PASSIVE 156
FIGURE 5.3 –PRÉCISION DE LA CARTOGRAPHIE DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE À PARTIR DE DONNÉES ACQUISES PAR TÉLÉDÉTECTION PASSIVE SUR LES MARAIS D'AUCEY (A) ET DE BOUCEY (B) 159
FIGURE 5.4 - CARTES DE LOCALISATION DES ERREURS DE DÉTECTION ET/OU DE CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SUR LE MARAIS D'AUCEY À PARTIR DES DONNÉES ACQUISES PAR TÉLÉDÉTECTION PASSIVE 162
FIGURE 5.5 - CARTES DE LOCALISATION DES ERREURS DE DÉTECTION ET/OU DE CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SUR LE MARAIS DE BOUCEY À PARTIR DES DONNÉES ACQUISES PAR TÉLÉDÉTECTION PASSIVE 163

FIGURE 5.6– LES DEUX TRANSECTS : (A) MARAIS DE SOUGÉAL, 100 MÈTRES DE LONGUEUR SUR UN SECTEUR PLAT ET DÉGAGÉ ; (B) MARAIS DE BOUCEY, 4 MÈTRES DE LONGUEUR SUR UN PROFIL DE FOSSÉ 167
FIGURE 5.7- LOCALISATION DES SITES D'ÉTUDE 167
FIGURE 5.8 – TYPOLOGIE PHYTO-MORPHOLOGIQUE DES FOSSÉS EN PÉRIODE ESTIVALE : FOSSÉ DE DRAINAGE (EN HAUT À GAUCHE), FOSSÉ DE CIRCULATION (EN HAUT À DROITE), FOSSÉ D'ÉVACUATION (EN BAS À GAUCHE) ET CANAL (EN BAS À DROITE). 168
FIGURE 5.9 – MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE APPLIQUÉE POUR LA CARTOGRAPHIE AUTOMATIQUE DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE À PARTIR DE DONNÉES LIDAR 171
FIGURE 5.10 – COMPARAISON ENTRE LES MNT DÉRIVÉS DU LIDAR ET LES RELEVÉS TERRAIN : (A) SUR LE TRANSECT DE SOUGÉAL ; (B) SUR LE TRANSECT DE BOUCEY 173
FIGURE 5.11 – ERREURS SELON LES MINIMUM, MAXIMUM, MÉDIANS, PREMIERS ET TROISIÈMES QUARTILES DES MNT DÉRIVÉS DES DONNÉES LIDAR SUR LES TRANSECTS DE SOUGÉAL (HAUT) ET DE BOUCEY (BAS) EN FONCTION DE LA DENSITÉ DE POINTS « SOL » ET DE LA MÉTHODE D'INTERPOLATION 173
FIGURE 5.12 – POURCENTAGE DE LINÉAIRE DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE BIEN DÉTECTÉ ET SURDÉTECTÉ PAR APPROCHE ORIENTÉE-OBJET EN FONCTION DU TYPE D'INTERPOLATION ET DE LA DENSITÉ DE POINTS « SOL » SUR LE MARAIS D'AUCEY (HAUT) ET DE BOUCEY (BAS) 175
FIGURE 5.13 – MNT, RASTER DES ÉLÉMENTS LINÉAIRES ET CARTE DE LOCALISATION DES ERREURS D'IDENTIFICATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SUR LES MARAIS DE BOUCEY ET AUCEY. DENSITÉ DE 4 PTS/M² ET MÉTHODE D'INTERPOLATION NEAREST NEIGHBORS. 177
FIGURE 5.14 – RELATION ENTRE LA LARGEUR DU FOSSÉ IDENTIFIÉ ET SA PROFONDEUR ESTIMÉE À PARTIR DE DONNÉES LIDAR : (A) LARGEUR CORRECTEMENT ESTIMÉE, PROFONDEUR CORRECTEMENT ESTIMÉE ; (B) LARGEUR CORRECTEMENT ESTIMÉE, PROFONDEUR SOUS-ESTIMÉE PAR LA PRÉSENCE D'EAU ; (C) LARGEUR SUR-ESTIMÉE, PROFONDEUR SUR-ESTIMÉE ; (D) LARGEUR SOUS-ESTIMÉE, PROFONDEUR SOUS-ESTIMÉE. 179
FIGURE 5.15 – VARIATIONS DE L'ALTITUDE INDUITE SUR LE MNT PAR UN SOUS-ÉCHANTILLONNAGE DE 75 % DES POINTS "SOL" LIDAR, MARAIS DE BOUCEY. 181
FIGURE 5.16 - CARTES DE LOCALISATION DES ERREURS DE DÉTECTION ET/OU DE CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SUR LE MARAIS D'AUCEY ET DE BOUCEY À PARTIR DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION PASSIVES (QUICKBIRD) ET ACTIVES (LIDAR) 185
FIGURE 6.1 – CARTE DE L'OCCUPATION DES SOLS DES MARAIS DU BAS COUESNON OBTENUE À PARTIR DE RELEVÉS PHYTO-SOCIOLOGIQUES EFFECTUÉS EN 2008 (D'APRÈS LANOÉ, 2008) 196
FIGURE 6.2– EXTRAITS DES CARTES DE L'OCCUPATION DU SOL DES MARAIS DU BAS COUESNON OBTENUES PAR CLASSIFICATION ORIENTÉE-OBJET À PARTIR DE DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION OPTIQUE THRS : (A) SPOT-5 ; (B) KOMPSAT-2 ; (C) BD ORTHO ; (D) QUICKBIRD. 199
FIGURE 6.3 – PLANS DE VOL DES DIFFÉRENTES MISSIONS D'ACQUISITION DES DONNÉES LIDAR EFFECTUÉES SUR LE BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE ENTRE LE 11 MARS ET LE 20 AVRIL 2010 (SOURCE : RAPPORT DE PRODUCTION SYNTÉGRA, 2010) 203
FIGURE 6.4 – PROCESSUS DE CLASSIFICATION DE LA VÉGÉTATION APPLIQUÉ AUX SÉRIES D'IMAGES THRS. 206
FIGURE 6.5 – INTÉGRATION DES COUCHES VECTORIELLES EXISTANTES DANS LE PROCESSUS DE CLASSIFICATION : COUCHE DE LIMITES DES DES ZDP (NIVEAU 1), COUCHES D'OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE (NIVEAUX 2 ET 3). LA GÉOMÉTRIE DES OBJETS AUX NIVEAUX INFÉRIEURS EST DÉTERMINÉE EN FONCTION DE CELLE DES NIVEAUX HIÉRARCHIQUES SUPÉRIEURS. . 211
FIGURE 6.6 - EXEMPLE DE DISCRIMINATION DES SURFACES BÂTIES À PARTIR DES IMAGES DE HAUTEUR, D'INTENSITÉ ET DE LA FORME DES OBJETS. 213
FIGURE 6.7 – ÉTAPES NÉCESSAIRES À LA DISCRIMINATION DES PRAIRIES HYGROPHILES, MÉSO-HYGROPHILES ET MÉSOPHILES : (A) ÉLABORATION D'UN MNCE ; (B) SEGMENTATION DU MNCE TOUT LES 0,15 MÈTRE ; (C) CALCUL DES VALEURS MOYENNES DU MNCE POUR CHAQUE OBJET ; (D) CLASSIFICATION SELON LES SEUILS DÉFINIS À PARTIR DE RELEVÉS TERRAIN, EN ROUGE LES SURFACES NON HERBACÉES. APPLICATION AU MARAIS DU MESNIL (ZAA). 216
FIGURE 6.8 – PROCÉDURE DE LISSAGE DES CONTOURS DES OBJETS PAR ÉROSION/DILATION : (A) CLASSIFICATION DE DÉPART ; (B) DILATATION DES OBJETS ARBORÉS (EN JAUNE) ; (C) ÉROSION DES OBJETS BOISÉS ET CRÉATION D'OBJETS « DÉCHET » (EN ROUGE) ; (D) FUSION DES « DÉCHETS » AVEC LES OBJETS VOISINS ; (E) CLASSIFICATION APRÈS LISSAGE DES CONTOURS ; (F) LA GÉOMÉTRIE DE LA COUCHE VECTORIELLE EST PROPRE ET FACILEMENT MANIPULABLE SOUS SIG 218
FIGURE 6.9 – LOCALISATION DES ÉCHANTILLONS DE VALIDATION POUR L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE EN 2010. 219
FIGURE 6.10– CARTE DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE EN 2010. 225
FIGURE 6.11 – CARTE DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES DE LA BASSE VALLÉE DU COUESNON EN 2010. 226

FIGURE 6.12 – LES LIMITES DE LA CARTOGRAPHIE DE L'OCCUPATION DU SOL EN 2D (LIGNE EN POINTILLÉS) : LES ÉLÉMENTS DES STRATES INFÉRIEURES NE SONT PAS DÉTECTÉS. 228
FIGURE 7.1 – PROFILS TOPOGRAPHIQUES DÉRIVÉS DU MNT NON FILTRÉ (ROUGE) ET DU MNT FILTRÉ (VERT) 240
FIGURE 7.2 – IMPACT DU LISSAGE DU MNT SUR LA DÉLIMITATION DES HGMU : (A) HGMU DÉRIVÉES D'UN MNT NON LISSÉ ; (B) HGMU DÉRIVÉES D'UN MNT LISSÉ. APPLICATION AU MARAIS D'AUCEY 242
FIGURE 7.3 – LOCALISATION DES RELEVÉS D'HUMIDITÉ SUR LE MARAIS DE SOUGÉAL (À GAUCHE, EN ORANGE) ET DE PÉDOLOGIE SUR LE MARAIS D'AUCEY (À DROITE, EN ROSE). 243
FIGURE 7.4 – VALIDATION DE LA DÉLIMITATION DES HGMU PAR CROISEMENT DES CRITÈRES GÉOMORPHOLOGIQUES ET PÉDOLOGIQUES : (A) APPROCHE 1; (B) APPROCHE 2 ; (C) APPROCHE 3. LES CHIFFRES INDIQUENT LES IDENTIFIANTS DES HGMU. 245
FIGURE 7.5 – CARTES DE CARACTÉRISATION GÉOMORPHOLOGIQUE DES HGMU ET DE LOCALISATION DE LEURS ERREURS POUR L'APPROCHE 1 (A,D) ; POUR L'APPROCHE 2 (B,E) ; POUR L'APPROCHE 3 (C,F). 247
FIGURE 7.6 – MESURES D'HUMIDITÉ RELATIVE DES SOLS RÉALISÉES SUR LE SUD DU MARAIS DE SOUGÉAL : (A) CARTE DE LOCALISATION DES STATIONS ; (B) ÉVOLUTION DE L'HUMIDITÉ MOYENNE DU SOL PAR STATION ENTRE FÉVRIER 2010 ET FÉVRIER 2011 ; (C) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 16 MARS 2010 ; (D) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 05 MAI 2010 ; (E) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 22 JUIN 2010 ; (F) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 26 SEPTEMBRE 2010 249
FIGURE 7.7 - MESURES D'HUMIDITÉ RELATIVE DES SOLS RÉALISÉES SUR LE NORD DU MARAIS DE SOUGÉAL : (A) CARTE DE LOCALISATION DES STATIONS ; (B) ÉVOLUTION DE L'HUMIDITÉ MOYENNE DU SOL PAR STATION ENTRE FÉVRIER 2010 ET FÉVRIER 2011 ; (C) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 16 MARS 2010 ; (D) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 05 MAI 2010 ; (E) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 22 JUIN 2010 ; (F) HUMIDITÉ DU SOL MOYENNE ET ÉCART –TYPE LE 26 SEPTEMBRE 2010 250
FIGURE 7.8 – CARTES DES HGMU OBTENUES À PARTIR DE DIFFÉRENTES APPROCHES : (A) APPROCHE 1 AU 1/5 000ÈME APPLIQUÉE SUR QUELQUES PARCELLES DU MARAIS D'AUCEY ; (B) APPROCHE 2 AU 1/25 000ÈME APPLIQUÉE SUR LES MARAIS DE SOUGÉAL ET AUCEY-BOUCEY ; (C) APPROCHE 3 AU 1/25 000ÈME APPLIQUÉE À L'ENSEMBLE DE LA ZAA. 251
FIGURE 7.9 – COMPARAISON DES CARTES DES HGMU DU MARAIS D'AUCEY OBTENUES (A) PAR PHOTO-INTERPRÉTATION DU LIDAR ET (B) PAR OBSERVATIONS TERRAIN 253
FIGURE 7.10 – ÉVOLUTION DE LA PRÉCISION DE DÉLIMITATION DES HGMU EN FONCTION DE L'APPROCHE UTILISÉE ET DE LA SUPERFICIE DE LA ZONE D'ÉTUDE 253
FIGURE 7.11 – GÉNÉRATION DU MNT : (A) PROFILS TOPOGRAPHIQUES DÉRIVÉS DES MESURES TERRAIN (ROUGE) ET DU MNT (BLEU) ; (B) MNT DÉRIVÉ DES POINTS SOL LIDAR 255
FIGURE 7.12 – CARTOGRAPHIE DES HGMU SURFACIQUES : (A') MNT LISSÉ ; (B') OBJETS SEGMENTÉS ; (C') CLASSIFICATION DES HGMU ; (D') LOCALISATION DES ERREURS 255
FIGURE 7.13 – POURCENTAGE DE LA SUPERFICIE TOTALE D'HGMU PAR CLASSE 256
FIGURE 7.14 – CARTE DES HGMU DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE OBTENUE PAR TRAITEMENT AUTOMATIQUE DU MNT LIDAR 257
FIGURE 7.15 – LES DIFFÉRENTES ÉCHELLES D'ANALYSE DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES 260
FIGURE 7.16 – IMPACTS DE LA DIMINUTION DE LA RÉSOLUTION SPATIALE SUR LA QUALITÉ GÉOMÉTRIQUE DES CONTOURS DES HGMU ET SUR LA TAILLE DES DONNÉES (EN MÉGA OCTETS) SUR LE BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE. 261
FIGURE 7.17 – MÉTHODOLOGIE APPLIQUÉE POUR L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES 262
FIGURE 7.18 - EXEMPLE D'ÉLÉMENTS LINÉAIRES À CONNECTIVITÉ FORTE (A) ET FAIBLE (B) 265
FIGURE 7.19- EXEMPLE D'UN SECTEUR D'UNE ZONE HUMIDE CARACTÉRISÉ PAR UN RAPPORT FAIBLE (EN HAUT) ET ÉLEVÉ (EN BAS) ENTRE LA LONGUEUR DE LA ZONE HUMIDE ET LA LONGUEUR DE LA ZONE DE CONTACT AVEC LE VERSANT 265
FIGURE 7.20 - COMPOSITION PAYSAGÈRE ÉLEVÉE AVEC BOIS, BÂTI, PRAIRIE ET VIGNOBLE (A) ET FAIBLE AVEC BOIS ET PRAIRIE (B) ... 268
FIGURE 7.21 - CONFIGURATION PAYSAGÈRE FAIBLE (A) ET ÉLEVÉE (B) 268
FIGURE 7.22 - REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU CALCUL DE L'INDEX DE PROXIMITÉ SUR UN PATCH BOISÉ (PATCH 1) SUR DEUX PAYSAGES ; *D'APRÈS GUSTAFSON AND PARKER, 1994* 269
FIGURE 7.23 - VARIATION DE LA VALEUR MOYENNE DE L'INDICE DE SHANNON EN FONCTION DE LA TAILLE DE LA FENÊTRE D'ANALYSE 274
FIGURE 7.24 – RÉPARTITION DES CLASSES D'INTÉRÊT FONCTIONNEL DES ZONES HUMIDES DE LA ZAA EN 2010 (EN % DE LA SUPERFICIE TOTALE) 286

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

FIGURE 7.25 – CARTES DES FONCTIONS POTENTIELLES DES ZONES HUMIDES DE LA ZAA POUR L'ÉCRÊTAGE DE CRUE (HAUT) ET LE SOUTIEN AUX ÉTIAGES (BAS). 287
FIGURE 7.26 - CARTES DES FONCTIONS POTENTIELLES DES ZONES HUMIDES DE LA ZAA POUR LA DÉNITRIFICATION (HAUT) ET L'HABITAT LIÉ AUX ESPÈCES D'EAU (BAS). 288
FIGURE 7.27 – RELATION ENTRE LA PRÉSENCE DE BATRACIENS ET L'INTENSITÉ POTENTIELLE DE LA FONCTION HABITAT SUR LE MARAIS DE SOUGÉAL. 289
FIGURE 7.28 – SCORES DES PROCESSUS OBTENUS PAR L'APPROCHE FAP (GAUCHE) ET LEURS SPATIALISATIONS À L'ÉCHELLE DES HGMU DÉRIVÉES DU LIDAR (DROITE) 291
FIGURE 8.1 – MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE D'ÉLABORATION DES SCÉNARIOS 295
FIGURE 8.2 – PRÉTRAITEMENTS APPLIQUÉS AUX PHOTOGRAPHIES DE 1959 298
FIGURE 8.3 – ASSEMBLAGE DES CLICHÉS AÉRIENS DE 1959 : (A) POINTS D'AMER SÉLECTIONNÉS SUR LE CLICHÉ 1 ; (B) POINTS D'AMER SÉLECTIONNÉS SUR LE CLICHÉ 2 ; (C) ASSEMBLAGE D'UNE VINGTAINE DE CLICHÉS 299
FIGURE 8.4 – ÉTAPES DE CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES EN 1959 : (A) PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES ASSEMBLÉES ; (B) SEGMENTATION DES ÉLÉMENTS SOMBRES OU CLAIRS ; (C) CLASSIFICATION DES SURFACES BOISÉES ET DES SOLS NUS ; (D) CARTE FINALE CORRIGÉE PAR PHOTO-INTERPRÉTATION 301
FIGURE 8.5 – OCCUPATION DU SOL SIMPLIFIÉE DES ZONES HUMIDES DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE EN 2010 (HAUT) ET 1959 (BAS) 306
FIGURE 8.6 – CARTES DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE OBSERVÉ EN 2010 (HAUT) ET SIMULÉ POUR LE SCÉNARIO A (BAS) 308
FIGURE 8.7 – CARTES DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE SIMULÉ POUR LE SCÉNARIO B (HAUT) ET LE SCÉNARIO C (BAS) 309
FIGURE 8.8 – COMPOSITION (%) DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES SELON CHAQUE SCÉNARIO. 310
FIGURE 8.9 – CARTES D'OCCUPATION DU SOL OBSERVÉE EN 2010 (HAUT) ET SIMULÉE POUR LE SCÉNARIO A (BAS) 312
FIGURE 8.10 - CARTES D'OCCUPATION DU SOL SIMULÉE POUR LE SCÉNARIO B (HAUT) ET LE SCÉNARIO C (BAS) 313
FIGURE 8.11 – VULNÉRABILITÉ ET RESTAURATION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES (EXPRIMÉE EN % DE SURFACE TOTALE) 321
FIGURE 8.12 – CARTES DE VULNÉRABILITÉ (HAUT) ET DE PRIORITÉ DE RESTAURATION (BAS) POUR LA FONCTION ÉCRÊTAGE DE CRUE 322
FIGURE 8.13 – CARTES DE VULNÉRABILITÉ (HAUT) ET DE PRIORITÉ DE RESTAURATION (BAS) POUR LA FONCTION SOUTIEN À L'ÉTIAGE 323
FIGURE 8.14 – CARTES DE VULNÉRABILITÉ (HAUT) ET DE PRIORITÉ DE RESTAURATION (BAS) POUR LA FONCTION DÉNITRIFICATION . 324
FIGURE 8.15 – CARTES DE VULNÉRABILITÉ (HAUT) ET DE PRIORITÉ DE RESTAURATION (BAS) POUR LA FONCTION HABITAT 325

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.1 – LES PRINCIPALES MESURES DE PROTECTION JURIDIQUE APPLIQUÉES AUX ZONES HUMIDES (ADAPTÉ D'I. DOUSSAN, ENVAM 2008) 30
TABLEAU 1.2 - LES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES, LEURS EFFETS, LES VALEURS SOCIO-ÉCONOMIQUES CORRESPONDANTES ET LES INDICATEURS PERMETTANT DE LES ÉVALUER (IN BARNAUD ET MERMET, 1996, D'APRÈS NRC, 1995) 38
TABLEAU 1.3 - INDICATEURS PERTINENTS POUR L'ÉVALUATION DES FONCTIONS HYDROLOGIQUES DES ZONES HUMIDES *(D'APRÈS DURAND ET AL, 2000)* 46
TABLEAU 2.1 – CARACTÉRISTIQUES DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 66
TABLEAU 2.2 – CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES SATELLITAIRES MULTISPECTRALES À HAUTE RÉSOLUTION SPATIALE UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 67
TABLEAU 2.3 – CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES SATELLITAIRES MULTISPECTRALES À TRÈS HAUTE RÉSOLUTION SPATIALE UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 68
TABLEAU 2.4 – CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES AÉROPORTÉES ET SATELLITAIRES HYPERSPECTRALES UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 69
TABLEAU 2.5 – CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES SATELLITAIRES RADAR UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 71
TABLEAU 2.6 – CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES LIDAR AÉROPORTÉES UTILISÉES POUR L'ÉTUDE DES ZONES HUMIDES 74
TABLEAU 3.1 – STATUTS, GESTIONS HYDRAULIQUES ET USAGES DES MARAIS DU BAS-COUESNON EN 2011 (ADAPTÉ DE (LANOÉ, 2008) 97
TABLEAU 3.2 – RATIO D'IRRIGATION DES PRINCIPAUX BASSINS-VERSANTS DE LA LIZONNE. SOURCE LEMOINE, 2009 108
TABLEAU 4.1 – CARACTÉRISTIQUES DES COUCHES D'INFORMATIONS SPATIALES UTILISÉES 124
TABLEAU 4.2 – PARAMÈTRES D'ACQUISITION DES DONNÉES LIDAR SUR LA ZAA (SOURCES GÉOPHÉNIX) 125
TABLEAU 4.3 – CARACTÉRISTIQUES DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES (SOURCE IGN) 126
TABLEAU 4.4 – MATRICE DE CONFUSION ENTRE LES POINTS DE CONTRÔLE ÉLOIGNÉS DE LA LIMITE DE ZONE HUMIDE ET LA CARTOGRAPHIE DE DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES OBTENUE PAR : (A) PHOTO-INTERPRÉTATION DE LA BD SCAN-GÉOL ET DU SCAN 25 ; (B) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNT ; (C) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNCE ; (D) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNT ; (E) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNCE 134
TABLEAU 4.5 – MATRICE DE CONFUSION ENTRE L'ENSEMBLE DES POINTS DE CONTRÔLE ET LA CARTOGRAPHIE DE DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES OBTENUE PAR : (A) PHOTO-INTERPRÉTATION DE LA BD SCAN-GÉOL ET DU SCAN 25 ; (B) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNT ; (C) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNCE ; (D) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNT ; (E) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNCE 136
TABLEAU 4.6 – MATRICE DE CONFUSION ENTRE LES POINTS DE CONTRÔLE SITUÉS À PROXIMITÉ DE LA LIMITE DES ZONES HUMIDES ET LA CARTOGRAPHIE DE DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES OBTENUE PAR : (A) PHOTO-INTERPRÉTATION DE LA BD SCAN-GÉOL ET DU SCAN 25 ; (B) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNT ; (C) PHOTO-INTERPRÉTATION DU MNCE ; (D) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNT ; (E) EXTRACTION AUTOMATIQUE DU MNCE 138
TABLEAU 4.7 – DYNAMIQUE DES ZONES HUMIDES POTENTIELLES ET EFFECTIVES ENTRE 1952 ET 2006 (EXPRIMÉE EN % DE LA SUPERFICIE TOTALE DES ZONES HUMIDES) 142
TABLEAU 5.1 – CARACTÉRISTIQUES DES IMAGES DE TÉLÉDÉTECTION UTILISÉES 152
TABLEAU 5.2. TYPOLOGIE RETENUE POUR L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES PAR TÉLÉDÉTECTION 153
TABLEAU 5.3 – PARAMÈTRES RETENUS POUR L'EXTRACTION LINÉAIRES DES FOSSÉS ET CONFIGURATIONS SÉLECTIONNÉES POUR LA DÉTECTION DES PETITS ET GRANDS FOSSÉS 155
TABLEAU 5.4– POURCENTAGE DE LINÉAIRE BIEN DÉTECTÉ, SOUS DÉTECTÉ ET SURDÉTECTÉ SELON LA MÉTHODE DE TRAITEMENT ET LE TYPE DE CAPTEUR POUR L'ENSEMBLE DES DEUX SITES. 157
TABLEAU 5.5 – PRÉCISION GLOBALE DE CARACTÉRISATION EN % DE LINÉAIRE PARMI LES FOSSÉS BIEN IDENTIFIÉS (GRAS) ET L'ENSEMBLE DES FOSSÉS (ITALIQUE) 161
TABLEAU 5.6. TYPOLOGIE À PARTIR DE DESCRIPTEURS MORPHOLOGIQUES ET PHYTOLOGIQUES REPRISE POUR LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE À PARTIR DES DONNÉES LIDAR 168
TABLEAU 5.7. CORRESPONDANCES ENTRE LA TYPOLOGIE UTILISÉE POUR LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE ET LA TYPOLOGIE FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES 168
TABLEAU 5.8- PARAMÈTRES D'INTERPOLATION UTILISÉS POUR LE SITE DE SOUGÉAL 169

TABLEAU 5.9 – PARAMÈTRES D'INTERPOLATION UTILISÉS POUR LES SITES D'AUCEY ET BOUCEY 170
TABLEAU 5.10 – VALEURS DE RMSE SUIVANT LA DENSITÉ DE POINTS « SOL » ET LA MÉTHODE D'INTERPOLATION (EN MÈTRE)..... 172
TABLEAU 5.11 – VARIATION DE LA PRÉCISION D'IDENTIFICATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE EN FONCTION DE LA DENSITÉ DE POINTS "SOL" LIDAR ET DE LA MÉTHODE D'INTERPOLATION SUR LES MARAIS DE BOUCEY ET AUCEY : (A) FOSSÉ DE DRAINAGE ; (B) FOSSÉ DE CIRCULATION ; (C) FOSSÉ D'ÉVACUATION ; (D) CANAL. 176
TABLEAU 5.12 - MATRICE DE CONFUSION POUR LA CARTE DÉRIVÉE DE DU MNT LIDAR AVEC LA TYPOLOGIE MORPHO-PHYTOLOGIQUE SUR LE MARAIS D'AUCEY 178
TABLEAU 5.13 - MATRICE DE CONFUSION POUR LA CARTE DÉRIVÉE DE DU MNT LIDAR AVEC LA TYPOLOGIE FONCTIONNELLE SUR LE MARAIS D'AUCEY..... 178
TABLEAU 5.14 - MATRICE DE CONFUSION POUR LA CARTE DÉRIVÉE DE DU MNT LIDAR AVEC LA TYPOLOGIE MORPHO-PHYTOLOGIQUE SUR LE MARAIS DE BOUCEY..... 178
TABLEAU 5.15 - MATRICE DE CONFUSION POUR LA CARTE DÉRIVÉE DE DU MNT LIDAR AVEC LA TYPOLOGIE FONCTIONNELLE SUR LE MARAIS DE BOUCEY 179
TABLEAU 5.16– PRÉCISION GLOBALE DE CARACTÉRISATION EN % DE LINÉAIRE PARMI LES FOSSÉS BIEN IDENTIFIÉS (GRAS) ET L'ENSEMBLE DES FOSSÉS (ITALIQUE)..... 179
TABLEAU 5.17 – VARIATION DE L'INTENSITÉ DE FACTEURS LIMITANT POUR LA DÉTECTION ET LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SELON LE TYPE DE DONNÉE UTILISÉE : - - FACTEUR LIMITANT FORT ; - FACTEUR LIMITANT MOYEN ; + FACTEUR LIMITANT FAIBLE, ++ FACTEUR LIMITANT INEXISTANT. 184
TABLEAU 6.1– CARACTÉRISTIQUES DES IMAGES DE TÉLÉDÉTECTION UTILISÉES 191
TABLEAU 6.2 – ÉTAPES DE CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL À PARTIR D'IMAGES OPTIQUES THRS D'ÉTÉ 194
TABLEAU 6.3 – ÉTAPES DE CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL À PARTIR D'IMAGES OPTIQUES THRS D'HIVER..... 195
TABLEAU 6.4 – VALEURS DE L'INDICE DE KAPPA SELON LES CAPTEURS *(EN GRIS LES VALEURS ≥ 0,7)* 197
TABLEAU 6.5 – POTENTIALITÉS ET LIMITES DES IMAGES OPTIQUES THRS D'ÉTÉ ET D'HIVER POUR LA CARTOGRAPHIE DE L'OCCUPATION DES SOLS DES ZONES HUMIDES..... 201
TABLEAU 6.6 – PARAMÈTRES D'ACQUISITION DES DONNÉES LIDAR SUR LE BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE..... 203
TABLEAU 6.7 – CARACTÉRISTIQUES DES COUCHES D'INFORMATION SPATIALISÉES UTILISÉES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION SUR LES ZONES HUMIDES DU BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE..... 204
TABLEAU 6.8 – CARACTÉRISTIQUES DES COUCHES D'INFORMATION SPATIALISÉES UTILISÉES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION DES ZONES HUMIDES DE LA ZAA 205
TABLEAU 6.9 – NOMENCLATURE UTILISÉE POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION DES ZONES HUMIDES DE LA LIZONNE..... 207
TABLEAU 6.10 – NOMENCLATURE UTILISÉE POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION DES ZONES HUMIDES DE LA ZAA 208
TABLEAU 6.11 – LES ÉTAPES DE TRAITEMENTS DES DONNÉES POUR LA CARTOGRAPHIE DE LA VÉGÉTATION DES ZONES HUMIDES DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE ET DE LA ZAA SUIVANT LES NIVEAUX HIERARCHIQUES (NIV.) 209
TABLEAU 6.12 – SEUILS ALTIMÉTRIQUES RELATIFS AU COURS D'EAU (EN MÈTRE) DÉFINIS SELON L'ORDRE DE STRALHER POUR LA DÉLIMITATION DES PRAIRIES HYGROPHILES, MÉSO-HYGROPHILES ET MÉSOPHILES. 215
TABLEAU 6.13 – MATRICE DE CONFUSION POUR LA CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES DU BASSIN VERSANT DE LA LIZONNE. 220
TABLEAU 6.14 – MATRICE DE CONFUSION POUR LA CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL DES ZONES HUMIDES DE LA BASSE VALLÉE DU COUESNON..... 221
TABLEAU 6.15 – SUPERFICIE (EN HECTARE) ET PROPORTION DE LA SUPERFICIE TOTALE DES ZHP DE LA ZAA PAR CLASSE 223
TABLEAU 6.16 - SUPERFICIE (EN HECTARE) ET PROPORTION DE LA SUPERFICIE TOTALE DES ZHP DE LA LIZONNE PAR CLASSE..... 224
TABLEAU 7.1 – NOMENCLATURE UTILISÉE POUR LA CARACTÉRISATION DES HGMU SURFACIQUES 240
TABLEAU 7.2 – INDICE DE DIVERSITÉ DES RELEVÉS PAR HGMU SELON LES TROIS APPROCHES ÉTUDIÉES..... 246
TABLEAU 7.3 – CLASSIFICATION DE L'INTÉRÊT FONCTIONNEL SUIVANT LE SCORE OBTENU 263
TABLEAU 7.4 - INTÉRÊT DU TYPE DE CONTACT ENTRE LA ZONE HUMIDE ET LE VERSANT POUR UNE DIFFUSION LENTE DES TRANSFERTS HYDRIQUES..... 270
TABLEAU 7.5 - INTÉRÊT ET SCORE DE RUGOSITÉ ATTRIBUÉS EN FONCTION DE LA CLASSE D'OCCUPATION DU SOL 271
TABLEAU 7.6 - INTÉRÊT ET SCORE DE TRANSPIRATION ATTRIBUÉS EN FONCTION DE LA CLASSE D'OCCUPATION DU SOL 272
TABLEAU 7.7 - INTÉRÊT ET SCORE DE D'IRRIGATION ATTRIBUÉS EN FONCTION DE LA CLASSE D'OCCUPATION DU SOL 272
TABLEAU 7.8 - INTÉRÊT ET SCORE DU MODE DE GESTION DES PRAIRIES..... 272
TABLEAU 7.9 - LES INDICATEURS FONCTIONNELS ÉLÉMENTAIRES DE TYPE LINÉAIRE 275
TABLEAU 7.10 - LES INDICATEURS FONCTIONNELS ÉLÉMENTAIRES DE TYPE SURFACIQUE 276

TABLEAU 7.11 - INDICATEURS UTILISÉS POUR ÉVALUER LA FONCTION ÉCRÊTAGE DE CRUE 278
TABLEAU 7.12 - INDICATEURS UTILISÉS POUR ÉVALUER LA FONCTION SOUTIEN AUX ÉTIAGES 280
TABLEAU 7.13 INDICATEURS UTILISÉS POUR ÉVALUER LA FONCTION DÉNITRIFICATION 282
TABLEAU 7.14 - INDICATEURS UTILISÉS POUR ÉVALUER LA FONCTION HABITAT 284
TABLEAU 8.1 – DESCRIPTION DU SCENARIO A 296
TABLEAU 8.2 – DESCRIPTION DU SCENARIO B 297
TABLEAU 8.3 – DESCRIPTION DU SCENARIO C 298
TABLEAU 8.4 - NOMENCLATURE RETENUE POUR CARTOGRAPHIER L'OCCUPATION DU SOL DANS LES ZONES HUMIDE EN 1959 ET SA CORRESPONDANCE AVEC LA NOMENCLATURE CORINE LANDCOVER 300
TABLEAU 8.5 - LES FACTEURS DE CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DU SOL 302
TABLEAU 8.6 - LES FACTEURS DE CHANGEMENTS DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE 302
TABLEAU 8.7 - LE FACTEUR DE CHANGEMENTS DU RÉSEAU BOCAGER 302
TABLEAU 8.8 - DESCRIPTEURS DES FACTEURS DE CHANGEMENTS ET SOURCES DE DONNÉES UTILISÉES 303
LES ÉLÉMENTS DISPONIBLES DANS LA BASE N'ONT PAS PERMIS D'ÉTABLIR UNE HIÉRARCHISATION DES FACTEURS DE CHANGEMENTS. LA MÊME PONDÉRATION A ÉTÉ ATTRIBUÉE POUR CHAQUE FACTEUR.TABLEAU 8.9 - AMPLEUR, CONTRAINTES ET FACTEURS DES CHANGEMENTS DU SCÉNARIO A 304
TABLEAU 8.10 - AMPLEUR, CONTRAINTES ET FACTEURS DES CHANGEMENTS DU SCÉNARIO B 305
TABLEAU 8.11 - AMPLEUR, CONTRAINTES ET FACTEURS DES CHANGEMENTS DU SCÉNARIO C 305
TABLEAU 8.12 - OCCUPATION DES SOLS AU SEIN DES ZONES HUMIDES SUR LE BASSIN-VERSANT DE LA LIZONNE EN 1959 ET 2010. 307
TABLEAU 8.13 – ÉVOLUTIONS DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE PAR RAPPORT À LA SITUATION EN 2010 SELON LE SCÉNARIO ENVISAGÉ 307
TABLEAU 8.14 – ÉVOLUTIONS DE L'OCCUPATION DU SOL PAR CLASSE ET PAR RAPPORT À LA SITUATION EN 2010 SELON LE SCÉNARIO ENVISAGÉ 311
TABLEAU 8.15 - SEUILLAGE DE L'INTENSITÉ DE LA VULNÉRABILITÉ EN CINQ CLASSES 317
TABLEAU 8.16 - SEUILLAGE DE L'INTENSITÉ DE LA RESTAURATION EN CINQ CLASSES 317
TABLEAU 8.17 – POURCENTAGE DE LA SUPERFICIE TOTALE DES ZONES HUMIDES PAR CLASSE D'INTENSITÉ ET PAR FONCTION EN 2010 ET ÉVOLUTIONS POUR LES SCÉNARIOS A, B ET C. 319

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS 5
LISTE DE SIGLES ET ACRONYMES 9
INTRODUCTION GÉNÉRALE 15
PREMIÈRE PARTIE 21
CHAPITRE 1 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES 25
1.1. Éléments de définition 26
1.1.1. Les zones humides 26
1.1.1.1. Du point de vue scientifique 26
1.1.1.2. Du point de vue législatif 29
1.1.2. Identification, délimitation et caractérisation des zones humides 34
1.1.3. Fonctions, services et valeurs des zones humides 36
1.1.3.1. Les concepts de fonction, services et valeurs 36
1.1.3.2. Identification et qualification des fonctions 37
1.2. Les fonctions des zones humides 39
1.2.1. Les fonctions hydrologiques 39
1.2.2. Les fonctions biogéochimiques 39
1.2.3. Les fonctions écologiques 40
1.2.4. La variabilité spatio-temporelle des fonctions des zones humides 40
1.3. La spatialisation des fonctions des zones humides 41
1.3.1. Les typologies descriptives 42
1.3.1.1. Les typologies descriptives hiérarchisées 42
1.3.1.2. Les typologies descriptives non hiérarchisées 43
1.3.2. Les typologies fonctionnelles 43
1.3.2.1. L'approche WET 44
1.3.2.2. La démarche des communautés végétales 44
1.3.2.3. L'approche hydrologique 45
1.3.2.4. L'approche hydro-géomorphologique (HGM) 46
1.3.2.5. L'approche PEEW 47
1.3.2.6. L'approche FAP 48
1.4. L'impact de l'évolution des zones humides sur leur fonctions 50
1.4.1. L'évolution intra et interannuelle des zones humides et son impact sur leurs fonctions 50
1.4.1.1. Variations intra-annuelles 50
1.4.1.2. Variations inter-annuelles 52
1.4.2. La simulation de changements sur les zones humides 55
CHAPITRE 2 : ÉTUDE DES ZONES HUMIDES PAR TÉLÉDÉTECTION 63
2.1. Les données de télédétection 64
2.1.1. Les photographies aériennes 64
2.1.2. Les images multispectrales aéroportées ou satellitaires 66
2.1.2.1. Dans le domaine du visible 66
2.1.2.2. Dans le domaine de l'infra rouge thermique 69
2.1.2.3. Dans le domaine des hyperfréquences 69
2.1.3. Les données laser aéroportées ou satellitaires 71
2.2. L'identification et la caractérisation des zones humides par télédétection 74
2.2.1. La microtopographie 74
2.2.2. Les surfaces en eau 75
2.2.3. L'humidité des sols 77
2.2.4. La végétation 78
2.3. Le traitement des données 80
2.3.1. Les méthodes analogiques 80
2.3.2. Les méthodes numériques 81
2.3.2.1. Les indices spectraux et texturaux 81

2.3.2.2. Les classifications 82
2.3.3. Les méthodes hybrides 87
2.3.4. L'apport de données exogènes 88
CHAPITRE 3 : LES SITES D'ÉTUDE 93
3.1. La basse vallée du Couesnon : un enjeu écologique majeur pour la baie du Mont Saint Michel 95
3.1.1. Caractéristiques de la zone d'étude 95
3.1.2. Des marais aux caractéristiques géomorphologiques identiques mais aux gestions différenciées 96
3.1.3. L'enjeu du maintien de la biodiversité 102
3.1.4. La Zone Atelier Armorique : un réseau de recherches pluridisciplinaires 105
3.2. Le bassin versant de la Lizonne : le soutien aux étiages, un enjeu majeur 106
3.2.1. Caractéristiques du bassin versant 106
3.2.2. Des étiages sévères 108
3.2.3. Le programme INTERREG WAT 112
DEUXIÈME PARTIE 117
CHAPITRE 4 : LA DÉLIMITATION DES ZONES HUMIDES 121
4.1. Méthodologie 123
4.1.1. Données et site d'étude 123
4.1.2. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données utilisées classiquement 126
4.1.3. Délimitation des zones humides potentielles à partir de données LiDAR 128
4.1.3.1. Prétraitements 128
4.1.3.2. Traitements 130
4.1.4. Délimitation des zones humides effectives 131
4.1.5. Validation 132
4.2. Résultats 133
4.2.1. Délimitation des zones humides potentielles 133
4.2.2. Délimitation et dynamique des zones humides effectives 142
4.3. Discussion 143
CHAPITRE 5 : LA DÉTECTION ET LA CARACTÉRISATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE 147
5.1. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir d'images acquises par télédétection passive 149
5.1.1. Méthodologie 149
5.1.1.1. Sites d'étude 149
5.1.1.2. Données 149
5.1.1.3. Typologie du réseau hydrographique 152
5.1.1.4. Identification et caractérisation par photo-interprétation 153
5.1.1.5. Détection et caractérisation par approche orientée-objet 153
5.1.1.6. Validation des résultats 156
5.1.2. Résultats 156
5.1.2.1. Détection du réseau hydrographique 156
5.1.2.2. Caractérisation du réseau hydrographique 159
5.1.3. Discussion 164
5.2. La détection et la caractérisation du réseau hydrographique à partir de données LiDAR 166
5.2.1. Méthodologie 166
5.2.1.1. Sites d'étude 166
5.2.1.2. Données 166
5.2.1.3. Typologie morpho-phytologique et typologie fonctionnelle 167
5.2.1.4. Calcul des MNT à partir des données LiDAR 169
5.2.1.5. Classification des MNT par approche orientée-objet 170
5.2.2. Résultats 171
5.2.2.1. Caractérisation de la morphologie d'un fossé 171
5.2.2.2. Détection du réseau hydrographique 173
5.2.2.3. Caractérisation du réseau hydrographique 177
5.2.3. Discussion 180
CHAPITRE 6 : LA CARACTÉRISATION DE LA VÉGÉTATION 187
6.1. L'évaluation comparative de l'utilisation de données satellitaires optiques THRS 190

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

6.1.1. Méthodologie ... 191
6.1.1.1. Site d'étude et données ... 191
6.1.1.2. Cartographie de la végétation par approche orientée-objet ... 192
6.1.1.3. Validation ... 196
6.1.2. Résultats ... 197
6.1.3. Discussion ... 200
6.2. L'évaluation de l'utilisation de données LiDAR ... 201
6.2.1. Méthodologie ... 202
6.2.1.1. Sites d'étude et données ... 202
6.2.1.2. Traitements ... 205
6.2.1.3. Validation ... 218
6.2.2. Résultats ... 219
6.2.3. Discussion ... 227
TROISIÈME PARTIE ... 233
CHAPITRE 7 : L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES ACTUELLES ET LEUR SPATIALISATION ... 237
7.1. La délimitation et la caractérisation des HGMU ... 238
7.1.1. Une approche méthodologique multi-scalaire ... 239
7.1.1.1. Méthodologie ... 239
7.1.1.2. Résultats ... 243
7.1.1.3. Discussion ... 251
7.1.2. Approche opérationnelle appliquée au bassin versant de la Lizonne ... 254
7.1.2.1. Méthodologie ... 254
7.1.2.2. Résultats ... 254
7.1.2.3. Discussion ... 258
7.2. Une évaluation fonctionnelle basée sur une approche multicritères ... 258
7.2.1. Méthodologie ... 259
7.2.1.1. Site d'étude ... 259
7.2.1.2. Données ... 259
7.2.1.3. Une évaluation par approche multi-critères ... 259
7.2.1.4. Définition des descripteurs à partir des données de télédétection ... 263
7.2.1.5. Élaboration des descripteurs ... 268
7.2.1.6. Application à la fonction écrêtage de crue ... 276
7.2.1.7. Application à la fonction soutien aux étiages ... 279
7.2.1.8. Application à la fonction dénitrification ... 281
7.2.1.9. Application à la fonction habitat ... 283
7.2.1.10. Validation ... 285
7.2.2. Résultats ... 285
7.2.3. Discussion ... 289
CHAPITRE 8 : SIMULATION DE L'ÉVOLUTION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES SELON DIFFÉRENTS SCÉNARII D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ... 293
8.1. La simulation des changements d'occupation des sols ... 294
8.1.1. Description des scénarios ... 296
8.1.2. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010 ... 298
8.1.2.1. La cartographie de l'occupation du sol en 1959 ... 298
8.1.2.2. La détermination des changements depuis 1959 ... 301
8.1.3. La détermination des facteurs de changements ... 301
8.1.3.1. L'identification des facteurs ... 301
8.1.3.2. La hiérarchisation des facteurs de changements ... 303
8.1.4. Résultats ... 305
8.1.4.1. L'évolution de l'occupation du sol entre 1959 et 2010 ... 305
8.1.4.2. Les changements futurs du réseau hydrographique selon les scénarios ... 307
8.1.4.3. Les changements futurs de l'occupation du sol selon les scénarios ... 310
8.1.5. Discussion ... 314
8.2. L'évaluation des fonctions des zones humides et de leur vulnérabilité en fonction des scénarios ... 316
8.2.1. Données et méthode ... 316

8.2.2. Résultats 317
8.2.2.1. Évolution de l'intensité des fonctions suivant les scénarios 317
8.2.2.2. Évaluation de la vulnérabilité et de la restauration 319
8.2.3. Discussion 326
CONCLUSION GÉNÉRALE 331
BIBLIOGRAPHIE 335
ANNEXES 355
LISTE DES FIGURES 369
LISTE DES TABLEAUX 375
TABLE DES MATIÈRES 379

Rapinel, Sébastien. Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective - 2012

CONTRIBUTION DE LA TÉLÉDÉTECTION À L'ÉVALUATION FONCTIONNELLE DES ZONES HUMIDES : DE L'OBSERVATION À LA MODÉLISATION PROSPECTIVE

Résumé

Les zones humides, à l'interface entre terre et eau, sont des milieux riches et diversifiés, aux fonctions et valeurs multiples aujourd'hui largement reconnues. Face à la sensibilité grandissante des organisations gouvernementales, régionales et du public aux effets néfastes, directs ou indirects, de la régression, voire dans certains cas de la disparition des zones humides, l'inventaire, la délimitation, mais aussi la caractérisation et le suivi de ces milieux sont devenus une priorité. Si leur délimitation est aujourd'hui opérationnelle, l'évaluation de leurs fonctions n'a été opérée que sur des sites de quelques hectares, alors qu'il est nécessaire d'évaluer l'état fonctionnel des zones humides sur des territoires plus étendus pour les gérer. Les objectifs de cette thèse sont de développer une méthode permettant de spatialiser les fonctions des zones humides à l'échelle de territoires d'une centaine de Km² au minimum, d'évaluer des données de télédétection optiques à très haute résolution spatiale afin de produire des indicateurs de l'état fonctionnel des zones humides, et d'évaluer l'impact de changements d'occupation des sols sur ces fonctions. Pour cela, la démarche FAP a été adaptée et appliquée sur deux sites de 130 et 650 km² localisés en Bretagne et en Dordogne. Après avoir délimités et caractérisés les zones humides à partir de données de télédétection, des indicateurs spatialisés dérivés de ces données ont été utilisés pour évaluer des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et écologiques. L'évolution de ces fonctions a ensuite été simulée selon différents scénarios de changements d'occupation des sols. Les résultats montrent l'intérêt des données de télédétection, en particulier LiDAR, pour caractériser avec précision la micro-topographie, le réseau hydrographique et la végétation des zones humides. Ces données permettent de cartographier le potentiel fonctionnel des zones humides à différentes échelles allant de la parcelle à l'ensemble du site, et ce pour différentes fonctions. La simulation des changements d'occupation des sols à l'horizon 2030 et l'évaluation de ceux-ci sur les fonctions des zones humides peuvent constituer un outil d'aide à la gestion de ces milieux.

Mots clés : zones humides ; télédétection ; évaluation fonctionnelle ; LiDAR ; classification orientée-objet.

CONTRIBUTION OF REMOTE SENSING TO FUNCTIONAL ASSESSMENT OF WETLANDS: FROM OBSERVATION TO PROSPECTIVE MODELLING

Abstract

Interfacing between land and water systems, wetlands perform multiple functions and values that are now widely recognized. Inventory, delineation, but also characterization and monitoring of wetlands are now a priority to address the regression and in some cases the loss of these ecosystems. While wetland delineation is widely performed, the assessment of their functions has been only made on small sites of several hectares, whereas it is necessary to evaluate wetland functional status on larger areas to manage them. The objectives of this thesis are to develop a method to map wetland functions on areas greater than a hundred square kilometers, evaluate optical remote sensing data with very high spatial resolution to produce indicators of functional status of wetlands, and assess the impact of land use change on these functions. For this, the FAP approach has been adapted and applied to two sites located in Brittany and Dordogne. Once having defined and characterized wetlands from remotely sensed data, the spatial indicators derived from these data were used to evaluate hydrological, biogeochemical and ecological wetland functions. The evolution of these functions was then simulated under different scenarios of land use changes. The results show the usefulness of remotely sensed data, especially LiDAR data, to accurately characterize the micro-topography, drainage network and vegetation of wetlands. The functional potential of wetlands can therefore be mapped at different scales from the plot to the whole site for various functions. The simulation of land-use changes for the period 2000–2030 and the evaluation of their impact on wetland functions can be a tool for managing these environments.

Key words: wetlands; remote-sensing; functional evaluation; LiDAR; object-oriented classification.

Laboratoire UMR CNRS 6554 LETG – Rennes – COSTEL, IFR 90 OSUR
Université de Rennes 2, Place du recteur Henri Le Moal, 35043 Rennes Cedex – France

Laboratoire UMR CNRS 6553 – ECOBIO, IFR 90 OSUR
Université de Rennes 1, Avenue du général Leclerc, 35042 Rennes Cedex – France