



HAL
open science

Contribution méthodologique à l'analyse spatiale de la végétation terrestre. De la biogéographie quantitative vers une géographie appliquée à la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale.

Julien Andrieu

► To cite this version:

Julien Andrieu. Contribution méthodologique à l'analyse spatiale de la végétation terrestre. De la biogéographie quantitative vers une géographie appliquée à la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale.. Biodiversité et Ecologie. Université Paris13, 2017. tel-02500883

HAL Id: tel-02500883

<https://hal.science/tel-02500883>

Submitted on 6 Mar 2020

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

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

Habilitation à Diriger les recherches

Université Paris 13

EA 7338 Pléiade

Julien Andrieu

Maître de conférences à l'Université Nice Sophia Antipolis

UMR 7300 ESPACE

Volume 1

Position et projet scientifique

Contribution méthodologique à l'analyse spatiale de la végétation terrestre

De la biogéographie quantitative à une géographie appliquée
à la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale

Soutenue le 30-11-2017

Jury composé de :

Frédéric Alexandre (Garant)

Marianne Cohen (examinatrice)

Didier Josselin (examineur)

Céline Broggio (Rapporteur interne)

Vincent Dubreuil (Rapporteur externe)

Aziz Ballouche (Rapporteur externe, Président)

“Biogeography is the unifying science that describes the familiar, touchable universe that exists between the realms of the far and the small. It describes the bodily world around you now, the world you can hear, feel, see, and smell – the green grasses, the stately shade trees, the flutters of movement of the furry and the feathered. The entire animated landscape that envelops you at this moment in all its sensual variety – all of it reduced to the material principles of evolution interacting with the chaotic events and pressures of the earth’s surface”

D. McCarthy, Here be dragons (2009)

« Je voudrais une science [botanique] unifiée, ouverte au monde entier mais refusant l’obscurantisme, rigoureuse mais sans jargon, accueillante aux compétences de l’amateur, capable de satisfaire aux passions de la jeunesse, réhabilitant l’observation, associant le travail de terrain aux recherches de laboratoire, la géographie des plantes aux études des fossiles, l’ethnobotanique aux mathématiques, la génétique à l’analyse de la forme, sachant faire appel aux techniques biologiques les plus futuristes sans renier la valeur de ses outils traditionnels »

F. Hallé, L’éloge de la plante (1999)

Table des matières

Première partie : Une biogéographie quantitative et appliquée	10
1. Concepts, épistémologie et justification d'une biogéographie quantitative et appliquée.....	11
1.1. Quelques concepts fondateurs de la biogéographie et leurs remises en question.....	11
1.1.1. Découvrir les espèces, les classer, les placer sur des cartes... et découvrir la théorie de l'évolution.....	11
1.1.2. De la « Nature dégradée » à la végétation « ressource » pour les sociétés	16
1.1.3. Du climax à la métastabilité discussion majeure de l'épistémologie de l'étude du changement en biogéographie	17
1.1.4. De la phytosociologie aux approches continuistes	20
1.2. Épistémologie de l'analyse spatiale de la végétation terrestre	23
1.2.1. Les racines dans l'écologie quantitative.....	23
1.2.2. Les branches vigoureuses : l'écologie de paysage et la télédétection de la végétation et du milieu.....	25
1.2.3. Les bourgeons prometteurs : développement insuffisante de l'analyse quantitative : des outils assez récents et pas encore assez bien appliqués	26
1.3. L'utilité de l'approche biogéographique pour quelques questionnements majeurs autour de l'environnement des sociétés	27
1.3.1. La modification de la couverture végétale.....	27
1.3.2. La réduction de la biodiversité	28
1.3.3. L'impact du changement climatique en biogéographie.....	29
2. Fondements de l'analyse spatiale de la végétation terrestre appliquée aux données naturalistes.....	31
2.1. Mettre de l'ordre dans le semis de point chaotique de la végétation terrestre.....	31
2.1.1. Qu'est-ce que l'individu en biogéographie ?.....	31
2.1.2. La nécessité de la catégorie et de l'emboîtement des catégories pour les êtres vivants	33
2.1.3. Ces emboîtements sont-ils « biogéographiquement » valables ?	35
2.2. Géographie de l'aire de répartition.....	37
2.2.1. Mieux définir l'aire de répartition.....	37
2.2.2. Méthodes d'observation de terrain des aires de répartition par les grands transects régionaux.....	39
2.2.3. La modélisation d'une aire de répartition.....	42
2.3. Géographie des écosystèmes et des paysages.....	46
2.3.1. Traitement d'image, classifications et régionalisations	46
2.3.2. Cartographier un/des biotope/s.....	48
2.3.3. Segmenter le territoire dans une approche d'écologie du paysage	52
3. La télédétection, applications en biogéographie	57
3.1. La détection de la végétation, principes généraux	57
3.1.1. Résolutions et échelles en télédétection de la végétation	57
3.1.2. La télédétection multispectrale de la végétation.....	59
3.1.3. Les textures pour la télédétection de la végétation.....	61
3.2. La classification non supervisée et la détection d'entités biogéographiques.....	63
3.2.1. Les typologies classiques d'occupation du sol	63
3.2.2. Les couvertures végétales tropicales	64
3.2.3. Les couvertures végétales méditerranéennes	66
3.3. L'approche phénologique et les séries temporelles d'indices de végétation	67
3.3.1. Principes généraux d'une biogéographie phénologique par télédétection.....	67
3.3.2. L'ACP pour l'examen des tendances spatiotemporelles	68
3.3.3. La classification pour la production cartographique synthétique.....	70

Deuxième partie : outils de compréhension d'une biosphère en changement.....	73
4. Décrire changements en biogéographie	74
4.1. Décrire les changements de la structure spatiale de la couverture végétale	74
4.1.1. Détecter les changements de la structure spatiale de la couverture végétale.....	74
4.1.2. Quantifier et spatialiser les changements de la structure spatiale de la couverture végétale	77
4.1.3. Qualifier les changements de de la structure spatiale de la couverture végétale....	81
4.2. Décrire les changements phénologiques	87
4.2.1. Analyser les changements phénologiques	87
4.2.2. Cartographier les changements phénologiques.....	92
4.2.3. Qualifier les changements phénologiques	94
4.3. Décrire les changements floristiques	97
4.3.1. Comparer les relevés anciens et les relevés actuels	97
4.3.2. Interprétation temporelle de la composition floristique actuelle	98
4.3.3. Observer les peuplements, interpréter leur dynamique	100
5. Expliquer les changements de la biosphère	102
5.1. Enquêter sur les liens Nature-Société	102
5.1.1. L'immersion, la participation, et l'entretien.....	102
5.1.2. L'interprétation des discours.....	103
5.1.3. La description des pratiques	105
5.2. Analyser les liens de cause à effet.....	106
5.2.1. L'observation de terrain des marques des facteurs de changement.....	107
5.2.2. Quand changement et cause sont cartographiées	107
5.2.3. Et sans les co-occurrences ?	110
5.3. Vérifier les liens cause – processus	112
5.3.1. Comment est modifiée la physionomie ?.....	112
5.3.2. Comment est modifiée la physiologie ?	113
5.3.3. Comment est modifiée la flore.....	115
5.4. La mise en système.....	116
5.4.1. L'écosystème	116
5.4.2. Le terroir et le finage	117
5.4.3. L'eco-anthroposystème.....	119
6. Modéliser les changements de la végétation terrestre	122
6.1. Modéliser de façon prospective la couverture végétale ?.....	122
6.1.1. Emettre une hypothèse sur la dynamique et supposer comment la végétation va changer	122
6.1.2. Modèles spatialement explicites et reproductibles	126
6.1.3. Modélisation du défrichement de la Forêt Classée du Haut Sassandra.....	126
6.2. Modéliser l'évolution des aires de répartition.....	130
6.2.1. Décalage spatial des habitats viables	130
6.2.2. Modéliser des processus biologiques sans totalement modéliser les populations	131
6.2.3. Modélisation dynamique des populations.....	133
Troisième partie : Pour une approche géographique de la lutte contre l'érosion de la biodiversité.	136
7. Géographie des populations végétales vulnérables.....	137
7.1. Connaître les enjeux.....	137
7.1.1. Les espèces à enjeu	137
7.1.2. Les habitats à enjeu	139
7.1.3. Les processus biologiques à enjeu	140
7.2. Définir les menaces	142
7.2.1. Analyse du territoire dans ses structures écologiques et ses activités humaines ..	142
7.2.2. Analyse du changement climatique d'un point de vue biogéographique	143
7.2.3. Analyse des feux de forêt	144

7.3.	Estimer les vulnérabilités	147
7.3.1.	Estimer la part d'une espèce ou d'une population spatialement soumise à une menace	147
7.3.2.	Estimer la capacité d'absorber les chocs et de se reconstituer	149
8.	Géographie des aires protégées.....	153
8.1.	Où sont les aires protégées	153
8.1.1.	Niveaux de protection, niveaux de gestion	153
8.1.2.	Méthodes pour une analyse critique de la géographie des aires protégées	155
8.1.3.	Regard critique sur l'adaptation aux enjeux	157
8.2.	Planification des aires protégées dans les territoires : outils diagnostic	161
8.2.1.	Une approche diagnostique multicritères.....	161
8.2.2.	Méthodes d'évaluation du niveau de conservation.....	163
9.	Pratiquer et diriger les recherches en analyse spatiale de la végétation terrestre	165
9.1.	Changement climatique et aires de répartition dans les montagnes méditerranéennes	165
9.1.1.	Chercher, sur le terrain les preuves de l'action avérée du changement climatique sur les aires de distribution	165
9.1.2.	Intégrer les perturbations dans les modèles : les feux	167
9.1.3.	Appliquer au réseau d'aires protégées	167
9.2.	Comprendre, et diffuser les facteurs de réussites de la conservation en Afrique de l'ouest	168
9.2.1.	Reprendre les études sur le littoral des Rivières du sud	169
9.2.2.	Mener des études de petite échelle sur les aires protégées	169
9.2.3.	Monter un réseau de recherche sur les facteurs de réussites	170
9.3.	Développement méthodologique de l'analyse spatiale de la végétation terrestre.....	170
9.3.1.	Apprendre à programmer pour modéliser en autonomie	170
9.3.2.	Développer le traitement d'image aux échelles et sur les objets où il est rarement utilisé	171
9.3.3.	Publier un manuel universitaire sur l'analyse spatiale de la végétation terrestre..	172
	Conclusion	174
	Références bibliographiques	181

Introduction

Durant l'été 2003, je traversais le Delta du Saloum au Sénégal appliquant avec rigueur (et quelques ornières ?) une démarche naturaliste cherchant à mener une méticuleuse observation de quelques milliers de palétuviers pour obtenir les données floristiques et spatialisées permettant de décrire et comprendre la « dégradation » des mangroves. J'avais lu une ample littérature sur la question, laquelle était d'ailleurs assez peu apte à faire la part entre un phénomène naturel lié à la sécheresse et une surexploitation des ressources ligneuses par les sociétés. Après de longues semaines à piétiner dans la vase et à découvrir que des arbres qui peuvent s'hybrider, fusionner, se cloner et se déplacer ne sont pas faciles à compter, j'avais récolté assez d'informations naturalistes pour démontrer que :

- Dans de nombreux lieux aux sols assez secs les arbres dépérissaient sur pied sans aucune action de l'homme sur la végétation
- Dans certains lieux où la circulation des eaux océaniques avait été renforcée, la végétation rejetait de souche et les propagules germaient à nouveau.

De plus, le long de la ligne échantillon de plusieurs dizaines de kilomètres, je n'avais trouvé qu'une coupe forestière de petite taille, partielle, avec des semenciers laissés sur places dont les branches couvrant la quasi-totalité de l'espace libéré par les palétuviers prélevés. Cette modalité de coupe semblait reproduire le cycle sylvogénétique spontané de la formation forestière observée par ailleurs : le chablis d'un vieil arbre ouvrait une clairière qu'une jeune génération occupait immédiatement et où la sélection allait éliminer tous les palétuviers sauf le plus compétitif.

Mes hypothèses semblaient donc se prédéfinir sur ces observations naturalistes dont j'étais assez satisfait, jusqu'aux derniers jours de la campagne où, trop loin du village où je logeais et d'où nous partions chaque matin avec Inssa, mon piroguier, nous partîmes pour deux jours avec le nécessaire pour une nuit à la belle étoile. Or, toute la fin d'après-midi, je voyais mon piroguier guetter les lisières forestières. Quand il eut trouvé ce qu'il cherchait, il accosta (ici il faudrait inventer le verbe abbrancher je crois...) et se mit à couper une grande branche de bois mort issu de l'élagage naturel d'un palétuvier qui concentrait sa croissance vers une trouvée de lumière, et produisait ainsi du bois mort côté ombre. La mangrove produit en effet beaucoup de bois mort et Inssa avait bien évidemment prélevé du bois mort au lieu de couper une branche verte ou un jeune arbre !

Ce simple geste, qui allait me permettre de manger chaud ce soir-là, a été celui qui m'a ouvert les yeux sur la nécessité du couplage d'une observation naturaliste et d'une approche d'enquête. Ce simple geste m'a rappelé que la végétation est une ressource et que la gestion des ressources mérite une étude couplée à l'étude de la ressource. Ce simple geste m'a rappelé que les sociétés connaissent leur milieu et leur ressource et qu'une grande partie de ce que j'avais lu sur la gestion des ressources était canalisé dans une vision européenne de la question et pour mettre à l'écrit mes pensées du moment « ils n'avaient pas dû passer beaucoup de temps à observer les gens dans leurs activités dans les mangroves ». J'allais donc le faire moi-même. Six plus tard, je retournais dans le Saloum avec un dispositif d'enquêtes par immersion et l'envie de parler avec des bucherons. Six mois plus tard j'avais une thèse à démontrer : les sociétés du Delta du Saloum, contrairement à ce qui était souvent dit à l'époque, ne dégradait pas leur ressource ligneuse à cause d'une mauvaise gestion de celle-ci.

Cette petite anecdote est une façon de dire que, dans l'épistémologie de la biogéographie, j'appartiens bien à ma génération : celle d'une biogéographie qui s'insère dans les questionnements interdisciplinaires sur l'environnement global (Alexandre et Génin, 2016) et considère l'environnement comme une co-production biophysique et sociétale.

Si je me revendique avant tout comme naturaliste, puis comme un quantitatifiste, cela ne veut donc pas dire que ma conception de la végétation est coupée des sociétés qui la transforment. Au contraire, je considère la végétation, presque toujours, comme le produit des sociétés. Même lorsque je j'étudie des questions assez étroitement naturalistes (relations climat végétation par exemple) elles s'insèrent toujours dans la considération de la végétation réelle avec l'ensemble des transformations que la société a mis en œuvre.

Ce volume, pour lui assurer une certaine cohérence, se concentre sur les méthodes d'analyse spatiale de la végétation et n'accordera que peu de place aux méthodes d'enquêtes, aux analyses de discours et aux analyses de pratiques. Mon positionnement, en cohérence avec mon début de carrière est, en effet, avant tout, d'ordre méthodologique et peu d'ordre thématique ou encore moins régional. Pour expliquer ce positionnement autour des développements de méthodes originales, il convient de définir mes terrains de recherche. J'ai en effet pratiqué mes activités de recherche, en alternance et en parallèle, dans deux terrains absolument incomparables entre eux :

Premièrement, en maîtrise, dans l'ANR Patermed, l'ANR FloodScale, dans les programmes de recherches avec mes collègues de l'UMR ESPACE, dans mes activités de recherches appliquée comme membre de conseils scientifiques d'aires protégées, j'ai étudié les montagnes méditerranéennes françaises. J'y ai étudié les liens entre climat et végétation, les liens entre les pratiques agricoles et la biodiversité, les interfaces bâti-non bâti du littoral, etc. Les lieux précis, plus étudiés sont le Mercantour, son avant pays littoral et les parcs Italiens voisins, les Baronnies Provençales et les Cévennes. Deuxièmement, en thèse, dans l'ANR ECLIS, dans les Programmes D2PCPCI et APRECIADO, j'ai étudié l'Afrique de l'Ouest. J'y ai étudié les liens entre les pratiques agro-sylvo-pastorales et les ressources végétales, en liaison ici aussi avec les variations spatiales et temporelles du climat. Les pays à ce jour étudiés sont le Sénégal, la Gambie, la Guinée-Bissau, la Côte d'Ivoire, le Bénin, le Niger.

Il est évident qu'aucune comparaison, aucune mise en perspective entre ces deux terrains n'a ici d'intérêt. En revanche, le développement d'une méthode adaptée à l'Afrique de l'Ouest peut être validée par sa reproduction dans les montagnes méditerranéennes et *vice-versa*. Ainsi, commençant à faire un bilan de mes activités de recherche, le fil conducteur en est immédiatement ressorti. Une contribution méthodologique originale à la biogéographie : celle d'un ensemble de méthodes d'analyses spatiale de la végétation terrestre mise en place de toute pièce, reprises, adaptées ou améliorées ; parfois empruntée à des applicatifs très différents et adaptée à la biogéographie.

Ce constat de mon positionnement a eu lieu dans un virage de ma vision du rapport de la biogéographie avec la société civile. En effet, je ne sais pas si la biogéographie était une « espèce » en voie de disparition dont nous sommes les derniers individus mais c'est bel et bien l'Union Mondiale pour la Nature (UICN) qui a sauvé les chercheurs de « la branche longtemps la plus négligée de la géographie physique » (Faugères, 1990). L'UICN a, en effet,

ces dernières années permis à une population de biogéographes, qui déclinait à grands pas, sinon de se reprendre, du moins de pouvoir afficher aisément quel « service écosystémique » nous rendons à la société. J'ai eu conscience de cette opération de sauvegarde – inconsciente – de la part de l'UICN lorsque, intégrant un projet d'inscription sur la liste du patrimoine mondial de l'Humanité, j'ai découvert, à ma très grande surprise, que la biogéographie occupait une place majeure dans les programmes mondiaux de protection de la biodiversité.

Premièrement, le constat de l'urgence de la protection de la planète et de l'immensité de la tâche a généré un plan de bataille sous forme d'un découpage biogéographique de la planète de sorte à s'assurer de la conservation d'un échantillon de chaque écorégions (WWF) ou province biogéographique (UICN, UNESCO) (Udvardy, 1975 ; Olson *et al.*, 2001).

Deuxièmement, un examen attentif des sites inscrits ou candidats sur la liste du patrimoine mondial de l'humanité constitue l'une des meilleures leçons de biogéographie possible. L'appel aux mots clés suivants : « relation de l'Histoire de la Terre et de l'histoire la Vie » et « processus biologiques » a permis l'inscription de sites constituants d'exceptionnels cas d'étude de biogéographie et dont les dossiers sont souvent des supports assez pédagogiques dans ce sens. En effet, la nécessité de chaque site de se démontrer différent a poussé chaque dossier à un grand niveau de détail dans sa propre histoire biogéographique.

Troisièmement, le niveau d'exigence de l'analyse à l'échelle du territoire des caractéristique biologique nécessite une spatialisation fine des milieux, des populations, des espèces et de la relation avec les menaces, notamment bien sûr dans l'approche UICN, les activités humaines.

On retrouve là les trois composantes de la biogéographie : (1) comprendre l'origine des espèces sur le temps long en liaison avec les changements écologiques de petite échelle, (2) examiner scientifiquement la répartition des espèces et les relations que ces répartitions entretiennent avec leur environnement et (3) proposer une simplification de la géographie de la biosphère.

Le premier point est uniquement pratiqué par des biogéographes-biologistes qui travaillent sur la datation des espèces, cette question à laquelle j'ai accordé un assez grand nombre de lectures ces dernières années n'est cependant pas une activité de recherche pour moi. La troisième sera discutée dans ses fondements lorsque mes travaux le permettent mais il n'est pas dans mon intention de refonder une division biogéographique du monde. C'est donc sur le deuxième point que ce mémoire se justifie : décrire un positionnement et un projet de recherche sur l'analyse spatiale de la végétation terrestre qui aille du développement méthodologique aux application en vue de la lutte contre l'érosion de la biodiversité sous la forme d'une contribution au paradigme récent de géographie de la conservation.

L'analyse spatiale est selon Brunet (1992) « *l'ensemble des méthodes mathématiques et statistiques visant à préciser la nature, la qualité, la quantité attachées aux lieux et aux relations qu'ils entretiennent – l'ensemble constituant de l'espace – en étudiant simultanément attributs et localisation* »

Depuis son développement dans les années 1980, son application à la biogéographie dans la recherche française a été plutôt rare, l'utilisation des statistiques en écologie (Daget et Godron, 1982), la télédétection de la végétation et des milieux (Girard et Girard, 1999) et l'écologie du paysage (Forman et Godron, 1986 ; Baudry et Burel, 1999) sont les trois intersections de l'analyse spatiale et de la biogéographie les plus fréquemment utilisées. Or, il sera ici démontré que de nombreuses autres dimensions de l'analyse spatiale peuvent être

appliquées à la végétation terrestre et au même moment, de nombreuses dimensions de la végétation terrestre peuvent être étudiées par l'analyse spatiale.

Le retour des interrogations biogéographiques dans les grands programmes mondiaux de lutte contre l'érosion de la biodiversité (Udvardy, 1975 ; IUCN, 2004) a généré une (humble) demande sociale en termes de compétences scientifiques et professionnelles dans le domaine de la gestion de l'environnement par les territoires. Or, cette demande se couple à un marché de l'emploi qui ne recherche (presque) plus de naturalistes mais des techniciens capables de gérer et analyser des bases de données. Or, la biogéographie, il y a quelques décennies se contentait d'un savoir académique naturaliste spatialisé sur « la limite taïga tundra » ou sur « les reliques tertiaires dans les îles de la Macaronésie ». Ce mémoire écrit par un enseignant chercheur doit permettre tout en se concentrant essentiellement sur les recherches, un positionnement d'universitaire sur la formation des jeunes géographes tant sur le plan académique que professionnel.

Ainsi, ce volume a été structuré en trois parties. Tout d'abord, en **première partie** c'est, au sens strict, un volet méthodologique en analyse spatiale de la végétation terrestre qui sera développé. Pour y mener une synthèse de mes recherches où des méthodes d'analyse de la structure spatiale de la végétation et du milieu ont été développées je place mon positionnement sur quelques considérations épistémologiques, explicite quelques définitions inhérentes à la spatialité de la végétation. Les grandes directions de mon positionnement méthodologiques pourront ainsi être développées.

Ensuite, conformément aux thèmes de mes activités de recherche, c'est le développement de méthodes d'analyse du changement qui constitueront la **deuxième partie**, ces méthodes servent à décrire le changement, l'expliquer et le modéliser. Elles s'appliquent conformément à mon positionnement, le plus souvent possible à différentes dimensions de la végétation, (floristique, phytomorphologique et physiologiques) et sont adaptées tant aux relations entre le climat et la végétation qu'à celles entre les sociétés et la végétation.

Ainsi, ces méthodes portent, en **troisième partie** ce volume vers mon positionnement en ce qui concerne la recherche appliquée aux actions de lutte contre l'érosion de la biodiversité. D'une part, dans la mesure où il s'agit d'une composante et importante de mes activités, d'autre part, puisqu'il s'agit d'une prise de position personnelle de chercheur travaillant « sur » et parfois « contre » l'érosion de la biodiversité. Enfin parce que, en tant qu'enseignant-chercheur, cette dernière partie sert aussi à démontrer une intention de contribuer à la formation des biogéographes qui auront un rôle à jouer dans cette mission capitale pour les générations à venir.

Première partie : Une biogéographie quantitative et appliquée

L'analyse spatiale de la biosphère, telle que je la pratique est une approche quantitative et appliquée de la biogéographie. De façon quelque peu caricaturale, on pourrait dire qu'il s'agit d'un positionnement qui résulterait de la mise en synergie de la formation en biogéographie quantitative et naturaliste qui m'a été donnée à Paris Diderot et de sept années de carrière de maître de conférences dans une équipe de géographie théorique et quantitative : l'UMR ESPACE. Ce positionnement relativement rare dans la géographie française mérite une présentation qui est l'objet de cette première partie. Cependant, je vais essayer de démontrer que si ce positionnement est assez rare, il serait pertinent d'en espérer un développement de telle sorte que la biogéographie puisse s'améliorer en acquérant d'outils d'analyse spatiale et que l'analyse spatiale s'enrichisse d'exemples biogéographiques.

En effet, si l'on tourne la page de la géographie déterministe des disciples de Vidal de la Blache où la biogéographie « servait » à guider l'aménagement des territoires ruraux (Alexandre et Génin, 2016) tout autant que la page suivante où la géographie physique et la géographie humaine ont suivi un temps deux trajectoires assez éloignées l'une de l'autre (Alexandre et Génin, 2016), la page que la géographie écrit actuellement interroge les relations de la société et de son environnement ; elle hérite des constats de dégradation de la biodiversité et des questionnements sur le développement durable (Pech, 2015). En d'autres termes, toujours pour m'exprimer en termes de positionnement « générationnels », le mien est celui de la génération ayant reçu un enseignement de géomatique, ayant connu une géographie postmoderniste assez distante vis-à-vis de la démarche associant la récolte et l'analyse des données, mais ayant aussi vu apparaître des grandes bases de données qui ne « demandaient qu'à être exploitées », préfiguration d'une prise de position en cours sur l'analyse spatiale des « big data ».

Cette première partie délivre donc le positionnement d'un biogéographe quantitativiste sur l'épistémologie de sa discipline pour asseoir solidement ses méthodes avant de les développer pour, à termes, essayer de les adapter à des questions concrètes que se posent nos territoires : comment gérer durablement les ressources végétales ? Comment aménager le territoire en assurant les continuités écologiques ? Comment assurer à l'avenir le bon déroulement des processus biologiques et biogéographiques (évolutions, migrations) ? Comment participer aux efforts contre l'érosion de la biodiversité ?

Cependant, avant de décrire l'approche d'analyse spatiale de la biosphère qui contribue à répondre à ces questions, il est nécessaire de débiter par un court rappel de quelques concepts et paradigmes permettant de me positionner d'un point de vue épistémologique (**Chapitre 1**). Suivra une présentation d'ensemble, relativement synthétique des méthodes d'analyse spatiale de la végétation terrestre. Or, ici, il a semblé pertinent de séparer les deux types de données me permettant de pratiquer l'analyse spatiale de la végétation terrestre : les données naturalistes et celles issues de la télédétection. En effet, dans ma pratique de recherche, je m'efforce d'associer presque systématiquement les deux et si ce n'est pas possible, du moins de toujours faire correspondre aux interprétations de l'imagerie de télédétection la complexité naturaliste de l'objet étudié et de faire le possible pour permettre de faire correspondre les données naturalistes à une possible mise en relation avec l'imagerie de télédétection qui offre la possibilité de spatialisation qui manque souvent aux premières. Ainsi, le **chapitre 2** dressera un portrait d'ensemble de l'analyse spatiale de la végétation terrestre basé sur les données naturalistes. Dans ce chapitre sera donc fait le lien entre l'observation de terrain et l'analyse spatiale. Le **chapitre 3** sera une synthèse de mon approche de télédétection-biogéographe pour faire de mes travaux dans ce domaine un positionnement sur des choix méthodologiques et délivrer un ensemble de méthodes cohérentes entre elles reproductibles à différentes échelles et pour différents milieux.

1. Concepts, épistémologie et justification d'une biogéographie quantitative et appliquée

La science vit d'un équilibre entre des périodes d'entretien et de renforcement du patrimoine scientifique qui nous précède et les révolutions et changements de paradigme (Acot, 1988 ; Deleage, 2010). La biogéographie¹ ne déroge pas à cette caractéristique (Alexandre et Génin, 2016) et, pour cette raison, il a semblé pertinent de débiter par un bref rappel de quelques concepts et changements de paradigme (1.1). Une brève épistémologie de l'analyse spatiale appliquée à la végétation terrestre sera ensuite présentée (1.2) et dans un troisième temps, seront présentés les questionnements majeurs de la société qui permettent de prétendre à une biogéographie appliquée (1.3). Ces trois points qui, dans une première lecture, semblent peu liés les uns aux autres constituent trois volets indissociables de mon positionnement indiqué dans le sous-titre de ce volume : *Biogéographie « quantitative », et « appliquée »*.

1.1. Quelques concepts fondateurs de la biogéographie et leurs remises en question

Tout d'abord, un bref rappel d'histoire de la biologie permettra de démontrer comment la biogéographie a contribué à la plus grande révolution intellectuelle de la biologie (la théorie de l'évolution). Cette introduction m'est nécessaire pour distinguer et relier mes travaux et les études des biogéographes biologistes (1.1.1). Ensuite c'est le changement de paradigme autour de la question de la perturbation des écosystèmes et de leur résilience qui sera présentée (1.1.2). Enfin un troisième changement de paradigme, bien plus modeste, autour de la question de la continuité en biogéographie sera présenté parce qu'il est essentiel pour définir mes « origines » paradigmatiques (1.1.3).

1.1.1. Découvrir les espèces, les classer, les placer sur des cartes... et découvrir la théorie de l'évolution

Même avant qu'*Homo sapiens sapiens* n'atteigne le niveau d'intelligence qui nous fait sémantiquement distinguer « l'Homme » des autres espèces animales, il avait, comme toute espèce animale mobile et intelligente, une connaissance des plantes, des animaux et des lieux où certains pouvaient se trouver. La biogéographie était une condition à la survie ! Au fur et à mesure de la construction de l'intelligence humaine, de la construction d'une mémoire collective et de la communication de celle-ci, la connaissance des plantes, des animaux et des lieux a augmenté et s'est structurée. A la suite d'une ellipse audacieuse sautons directement à la renaissance, aux grands navigateurs et aux scientifiques qui ont très fortement contribué à notre connaissance des espèces et des lieux où elles se trouvent, cette fois, à une échelle planétaire. C'est *Carolus Linnæus*, ou Carl von Linné, médecin et botaniste suédois, qui a mis en place l'essentiel de l'approche de nomenclature naturaliste et de la classification des espèces (Linné, 1758). Avant, pendant et après les travaux de Linné, le paradigme théo-naturaliste a structuré les sciences naturelles. Pour en résumer la pensée biogéographique : Dieu aurait créé la Terre avec ses habitats et dans chaque habitat aurait

¹ Il convient de préciser que deux communautés de chercheurs assez éloignées l'une de l'autre se définissent comme biogéographes. D'une part, au sein des sciences de la vie, la biogéographie étudie le rôle des grands changements environnementaux planétaires qui contribuent à la naissance et à la répartition des espèces. D'autre part, au sein de la géographie française les biogéographes étudient (rarement) la faune, (parfois) la flore ou (généralement) les paysages dans une approche géographique. Le réseau de chercheurs qui englobe la majorité des biogéographes français est le groupe d'histoire des forêts françaises ce qui donne une indication des principaux terrains, des principaux milieux et des principales problématiques. Je parlerai de biogéographie dans une définition qui englobe toutes ces questions. Je distinguerai les deux communautés de biogéographes dans l'état de l'art.

harmonieusement disposé les espèces qui y étaient adaptées. Ainsi, à deux habitats identiques sur deux continents éloignés, les naturalistes attendaient avec certitudes deux biocénoses identiques.

Ce paradigme a été remis en question par Darwin et Wallace dans les années 1850. Or, comme le démontre (brillamment²) Dennis MacCarthy (2009), c'est par un raisonnement fondamentalement biogéographique que Darwin a remis en question cette pensée. En effet, une étape importante (sinon la principale) de la construction de la théorie de l'évolution est la comparaison faite par Darwin durant ses voyages des espèces des archipels des Canaries et des Galapagos. Ces deux archipels sont écologiquement similaires sur de nombreux points (îles volcaniques, océaniques et tropicales) et, en même temps, très différentes en termes de faune et de flore. Dès lors, la vision d'une simple correspondance habitat-espèce d'origine divine devait être remise en question. C'est cette remise en question qui a offert à Darwin l'ouverture d'esprit nécessaire à une analyse des groupes taxonomiques présents, et absents dans de tels archipels océaniques. Or, seuls des animaux capables de voler ou de survivre à une traversée océanique étaient présents sur ces archipels. Il en a résulté une interprétation qui donnait une importante d'explication à la distance et aux capacités des espèces à atteindre de tels archipels. Cette observation simple est ce qui lui a offert la possibilité d'interpréter les relations entre la distance géographique et la distance biologiques de deux groupes. Cette interprétation, couplée à l'exemple des pinçons des Galápagos lui ont permis de construire le raisonnement qui a révolutionné la biologie.

Avec la découverte de la génétique pour donner un cadre précis à la théorie de l'évolution, la classification de Linée a été en grande partie remise en question. La génétique a en effet permis de confronter une interprétation analytique visuelle des regroupements des espèces en genres, des genres en familles, etc., à une interprétation génétique délivrant sinon comme une science exacte, du moins comme une science très précise, les divisions successives des espèces qui ont généré la diversité du monde vivant.

Je ne suis pas compétent dans le domaine de la génétique, et je suis spécialiste de pas de temps où la temporalité de la génétique ne transparait que peu dans les structures biogéographiques. Pour cette raison, ma compréhension de l'évolution et de ses conséquences sur la structure spatiale de la végétation terrestre est issue de mes lectures et pas d'activités de recherche. Cependant la pensée Darwinienne (Darwin, 1859) fait partie de ma vision de la végétation et je ne m'inscris pas parmi ces géographes qui, selon Grenier (2016) ignorent l'intérêt du Darwinisme pour traiter d'environnement. Ainsi, par exemple, un point important parmi mes observations originales de la végétation, objet d'enseignements et de communications (Andrieu, 2016) car de haute valeur pédagogique est un processus pleinement « darwinien » observé dans les mangroves du Saloum. En effet, l'étude de la dynamique de la mangrove dans les estuaires et deltas d'Afrique de l'Ouest, menée en thèse et après, a nécessité un examen attentif des processus sylvogénétiques. Cela m'a permis d'acquérir, sur ces espèces et dans ces milieux, un niveau de connaissance des processus assez satisfaisant entre autres grâce au faible nombre d'espèces végétales à étudier³.

L'estran d'une vasière à mangrove dans les Rivières du Sud est occupé, à quelques exceptions près, par une frange à *Rhizophora racemosa* au point le plus bas et le plus fréquemment inondé, suivi d'une forêt à *Rhizophora mangle* dans les positions moyennes et une formation arbustive à *Avicennia africana* dans les positions moyennes à hautes. Dans les parties hautes de ces vasières, là où le sel et

² Je souligne ici un premier livre de mes « livres de chevet » parce que celui-ci participe, sinon à définir mon positionnement, du moins à expliquer ma passion pour la biogéographie. McCarthy dans un petit livre plein d'humour et de pédagogie démontre comment la biogéographie est à l'origine de nombreuses révolutions scientifiques dans notre connaissance de la vie et de la terre. J'en conseille la lecture à tous les biogéographes.

³ Les mangroves de l'Afrique de l'Ouest comprennent 6 espèces dont 3 sont assez ponctuelles. Cela permet pour 3 espèces d'arriver à un niveau de conception du tapis végétal bien supérieur à celui d'écosystèmes de terre ferme qui comprennent des dizaines à centaines d'espèces.

le soufre oxydé rendent les sols impropres à la croissance végétale, une partie asylvatique s'observe, proportionnellement au déficit hydrique du bassin versant (Cormier-Salem, 1999 ; Marius, 1984). Ces trois espèces, comme la majorité des palétuviers et en opposition avec la quasi-totalité du monde végétal, sont considérées « vivipares » dans le sens où les propagules germent alors qu'elles sont encore accrochées à l'arbre (Tomlinson, 1994). Elles tombent à la toute fin de la germination, précisément quand la propagule s'ouvre avec d'une part un méristème apical racinaire et d'autre part deux cotylédons. Le processus biologique est celui d'une germination dans la vase, rapide sinon immédiate. Il s'agit d'une adaptation aux marées qui, sans l'emprise de la vase, pourraient emporter les propagules en mer. Cette stratégie a un « coût », les propagules doivent, en quelques heures, une journée maximum être déposées dans la vase dans une position permettant le développement des racines dans la vase.

Les propagules de *Rhizophora sp.*, sont barochores : de forme allongée, assez lourdes dans la partie basse, pointues. Elles tombent très généralement à la verticale en s'enfonçant, si elles se détachent à marée basse, directement dans la vase où elles germent sans attendre. Grâce à cette adaptation remarquable, les propagules se retrouvent à la verticale, plantées dans le sol avec le méristème apical racinaire déjà dans le sol et le méristème apical supérieur déjà en activité sous l'action des cotylédons.

Les propagules d'*Avicennia Africana* n'ont pas cette forme ni ce poids qui permettent de s'enfoncer dans la vase à la verticale. Cependant, la stratégie d'adaptation vivipare reste la même et les propagules se détachent en s'ouvrant prêtes à insérer les racines dans la vase et à déployer les cotylédons (figure 1), ici la propagule n'a guère qu'une journée pour terminer sa germination. L'adaptation génétique est ici encore plus remarquable. En effet, la propagule possède une densité précisément égale à l'optimum écologique de l'espèce pour la variable principale de cet environnement : le niveau de salinité de l'eau. Ainsi, dans l'eau trop salée, la propagule d'*Avicennia Africana* flotte et dans les eaux saumâtres d'estuaires et de deltas où la salinité est inférieure à celle de l'Océan, elle coule et se dépose au fond dans la vase, prête à achever cette germination. Grâce à cette adaptation génétique, l'espèce va déposer ses propagules là où celles-ci seront les plus aptes à survivre et à concurrencer les autres espèces de palétuviers. Il s'agit d'un assez bel exemple d'adaptation à un milieu. Cependant, la temporalité de la génétique et la temporalité écologique, climatique notamment, ne sont pas toujours les mêmes et le milieu peut changer très vite, trop vite pour ce genre d'adaptations.

Au Sénégal, le fleuve Saloum est, depuis plusieurs décennies, peut-être plusieurs siècles, un fleuve tari et son Delta est un ensemble de bras de mer où l'eau de l'océan n'est plus mélangée à un apport fluvial sauf, de façon modeste, durant la saison des pluies (Diouf, 1996). Il en résulte un fonctionnement dit d'estuaire inverse où la salinité de l'eau croît en allant vers l'amont. Par conséquent, les masses d'eau y sont partout plus salées que l'océan. Cette condition écologique génère un stress biologique chez les individus adultes d'*Avicennia africana* mais n'en provoque pas la mort, ni même l'arrêt de la croissance ou de la production de propagules. Cependant, la condition écologique « eau saumâtre » est désormais absente de ce Delta.

Les arbres et arbustes d'*Avicennia africana* produisent des propagules qui germent accrochées aux branches et tombent au moment de leur maturité. Or, dès la première marée haute, la totalité des propagules se met à flotter et est emportée au large par la marée descendante sans permettre la germination au contact de la vase. Nulle part dans ce delta l'espèce ne trouve une eau suffisamment peu salée pour rester au contact de la vase, même à marée haute. Dans ces conditions, dans un delta entier, ce palétuvier échoue depuis plusieurs décennies, dans sa reproduction. L'espèce devient une espèce relique : une espèce qui peut vivre dans un milieu, précédemment optimal et aujourd'hui inadapté, mais qui ne peut plus s'y reproduire. La population y est vouée à une (lente ou rapide) décroissance jusqu'à l'extinction à moins que n'ait lieu un nouveau changement environnemental ou une nouvelle évolution génétique. A quelques kilomètres au Sud du Delta du Saloum, l'estuaire de la Gambie charrie les eaux douces d'un fleuve important avec un grand bassin versant. Cet estuaire est « normal » avec des eaux dont la salinité décroît de l'Océan vers l'amont. *Avicennia africana* y trouve

les conditions optimales pour sa croissance et pour sa reproduction. Pour revenir au Delta du Saloum, il est intéressant de mettre l'accent sur une exception à cette incapacité de fixer les propagules donc de se reproduire décrite plus haut. A l'extrémité haute de l'estran, à la limite de la terre ferme, les vasières connaissent généralement des couvertures herbacées d'espèces hydro-halophytes dont une plante crassulescente : *Sesuvium portulacastrum*. Cette dernière piège les propagules d'*Avicennia africana* et empêche que la marée (ici très faible puisque nous sommes en limite haute de l'estran) ne les emporte. Cette relation interspécifique est la seule qui permette localement l'enracinement des propagules et la croissance de nouveaux individus. Cette configuration reste rare et n'a été observée qu'en deux lieux dans le Delta du Saloum. Elle génère, de plus, un changement dans la répartition de l'espèce puisque les populations principales d'*Avicennia africana* se trouvent dans la partie moyenne de l'estran et que ces nouvelles populations liées au piégeage se trouvent en limite avec la terre ferme.



FIGURE 1 : PHOTOGRAPHIES DE LA DYNAMIQUE D'*AVICENNIA AFRICANA* DANS LE DELTA DU SALOUM (SENEGAL) HAUT A GAUCHE, ARBRES MORTS SUR PIED PAR SURSALINISATION DES SOLS. HAUT A DROITE, PROPAGULES EN GERMINATION ; BAS : EXCEPTION A LA STERILITE D'*AVICENNIA AFRICANA* PAR LE PIEGEAGE DES PROPAGULES PAR *SESUVIUM PORTULACASTRUM*.

Cet exemple de relation entre évolution et biogéographie est un exemple de l'action de l'évolution sur la biogéographie au sens qu'en donnent les géographes. C'est-à-dire comment la tectonique des plaques et autres modifications majeures de la structure de la terre conditionne les genèses des espèces et leurs extinctions. Cela me permet de clore ici le double sens à biogéographie en précisant que pour le reste de ce volume, la dimension génétique et les processus évolutifs ne seront guère évoqués.

1.1.2. De la « Nature dégradée » à la végétation « ressource » pour les sociétés

Qu'il s'agisse des produits végétaux directement comestibles ou directement utilisables par les sociétés ou des nombreux produits agricoles issus des domestications agricoles de la végétation (Diamond, 1997), la végétation est une ressource pour les sociétés. Les exemples de végétation-ressource sur lesquelles j'ai particulièrement travaillé sont :

- Le bois, qu'il s'agisse de récolter du bois mort pour le foyer quotidien, de couper quelques branches, quelques arbres ou de gérer l'ensemble de la biomasse ligneuse d'une forêt.
- Le fourrage, ressource des animaux d'élevage que celle-ci soit une végétation spontanée directement accessible par le ruminant ou nécessitant l'action de l'homme (fauche, élagage) ; on y inclura les restes agricoles « laissés » aux troupeaux, ici aussi, qu'ils soient sur pieds où stockés hors sol.
- Les divers plantes ou parties de plantes d'usages sacré, religieux, médicinal, cosmétique et toute imbrication possible de ces usages.

Pour répondre à ses besoins au regard de ces ressources végétales, les sociétés modifient la végétation (Cohen, 2003 ; Simon, 2006, Pech, 2015). Il peut s'agir du façonnement du paysage par création d'une structure d'occupation du sol (défrichements forestiers en vue d'une mise en culture ; plantations, conversions de terres arables en prairies permanentes, etc.) ou de la modification plus subtile de la végétation au sein d'une même catégorie de couverture végétale (sélection des espèces fourragères ou ligneuses ; contrôle de la hauteur et de la densité de la végétation). Quand la biogéographie prend le temps d'analyser la végétation sous cet angle, ce sont, dès lors, les choix sociétaux qui sont analysés. La végétation apparaît comme le résultat de la projection des acteurs dans l'avenir de leur territoire à travers leur gestion des ressources végétales.

C'est le concept de « Nature » qui serait ici à remettre en question comme quand Marianne Cohen en 2001 intitulait un article « la nature est-elle vraiment naturelle ? ». Ce débat qui n'en est plus vraiment un. Dans les systèmes agro-sylvo-pastoraux ouest-africain, les activités agricoles, forestières et pastorales ne sont pas cantonnées à des lieux dédiés mais sont toutes plus ou moins transversales aux éléments de terroir. Sur cette base, je considère pleinement la végétation comme une ressource gérée et façonnée par des sociétés. Dès lors, ce que certains géographes avaient systématiquement vu comme des formes de « dégradation » de la végétation et du milieu sont-ils plus généralement des façonnements de terroirs ? (Ballouche 2016). Cependant, il ne s'agit pas, sous prétexte de la prise en compte d'une grande variété (et d'une grande ancienneté) des modifications de la végétation par les sociétés, de nier la possibilité d'une dégradation ponctuelle (dans l'espace et dans le temps) de la végétation. Il s'agit pour la biogéographie de savoir distinguer les gestions durables de la végétation des dégradations de celle-ci (Andrieu, 2008 ; Andrieu, 2010).

De plus, il est, selon moi, très important de donner tout de même un juste poids à l'ensemble des processus biologiques qui ont lieu dans ces végétations gérées. Que ces processus soient ou non modifiés par les activités. Si la végétation est bien le produit de la société, elle n'en continue pas moins à pousser seule, à se reproduire seule, à évoluer seule, etc. Enfin, il est important d'aller aujourd'hui au-delà de la végétation ressource au sens de la ressource exploitée et d'investir pleinement la conception de « services écosystémiques » de la végétation et de l'ensemble de l'écosystème ou de l'agroécosystème (Costanza *et al.*, 1997). Il peut s'agir de la régulation du climat, de la réduction de l'impact des précipitations brutales, etc.

1.1.3. Du climax à la métastabilité discussion majeure de l'épistémologie de l'étude du changement en biogéographie

Souvent, comme conséquence de la gestion des ressources végétales, parfois comme conséquences d'autres pratiques humaines ou de changements environnementaux « naturels », la végétation change. En effet, le monde change, les milieux sont modifiés, les espèces réagissent à ces modifications et la science se doit de comprendre ces changements et de développer le meilleur cadre conceptuel possible à ces études.

Lorsque la totalité de la faune, de la flore et du sol d'un lieu est éliminé (dégliaciations, éruptions volcaniques, carrières, etc.) se met en œuvre une dynamique dite « progressive primaire » (Gausson, 1933). Elle consiste en la colonisation progressive du lieu par la végétation, parallèlement à la genèse d'un sol (Duchaufour, 2000). Les premières formes de végétation sont généralement des mousses et lichens capables de s'implanter directement sur la roche en l'absence de sol. La présence de cette première formation végétale et la matière organique qu'elle produit, associée à l'altération de la roche liée aux processus atmosphériques génèrent des conditions plus favorables à la végétation. Celles-ci permettent d'accueillir une végétation plus dense et des espèces plus volumineuses qui présentent des racines qui vont chercher à occuper la couche de roche altérée et les fissures et, de plus, produisent une encore plus grande quantité de matière organique. Ainsi, le processus de pédogénèse s'accélère. Avec la création d'un sol et d'une couverture végétale importante, des végétaux plus exigeants mais plus complexes, plus hauts, aux racines plus profondes et produisant plus d'ombre et de matière organique peuvent s'implanter (Godron, 1984). Pour décrire sous forme d'étapes « cinématiques », en images fixes et en catégories légèrement simplifiée de physionomies ou de types bionomiques nous pouvons nous attendre à la succession suivante :

- Mousses et lichens,
- Herbacées annuelles,
- Herbacées pérennes et micro-ligneux,
- Ligneux bas,
- Ligneux hauts.

Au sein de ces catégories, des successions de stades légèrement différents peuvent également avoir lieu. Ainsi on distinguera d'abord, parmi les ligneux hauts, une ou des espèces dites « pionnières » adaptées à la colonisation d'un milieu non encore forestier. Elles possèdent la capacité d'ensemencer des milieux à végétation basse et à germer au soleil. Elles sont souvent, en revanche, peu compétitives face à d'autres espèces d'arbres en cas de concurrence pour la lumière. Dans le milieu pré-forestier constitué par ces espèces pionnières, une ou deux espèces forestières pourront trouver le milieu nécessaire à leur développement. En effet elles sont adaptées à l'ensemencement de milieux arborés et à la germination à l'ombre ou en semi-ombre. Après le développement d'un couvert dense constitué de telles espèces forestières, les espèces pionnières n'arrivent plus à se régénérer et disparaissent de ce lieu. Parfois, une première espèce forestière peut elle aussi permettre l'implantation d'une deuxième espèce forestière encore plus exigeante sur les caractéristiques forestières du milieu (sol profond, ombre importante, microclimat lié à la couverture arborée, espèces animales forestières pour disséminer les graines, etc). Ces espèces dites forestières strictes ou « dryades » en l'honneur des fées protectrices des arbres des contes fantastiques sont adaptées à l'implantation en ombre profonde et attendent une certaine maturité de la forêt. En revanche, elles sont très compétitives dans ce milieu forestier et une fois qu'elles sont implantées les espèces précédentes ne peuvent plus se régénérer.

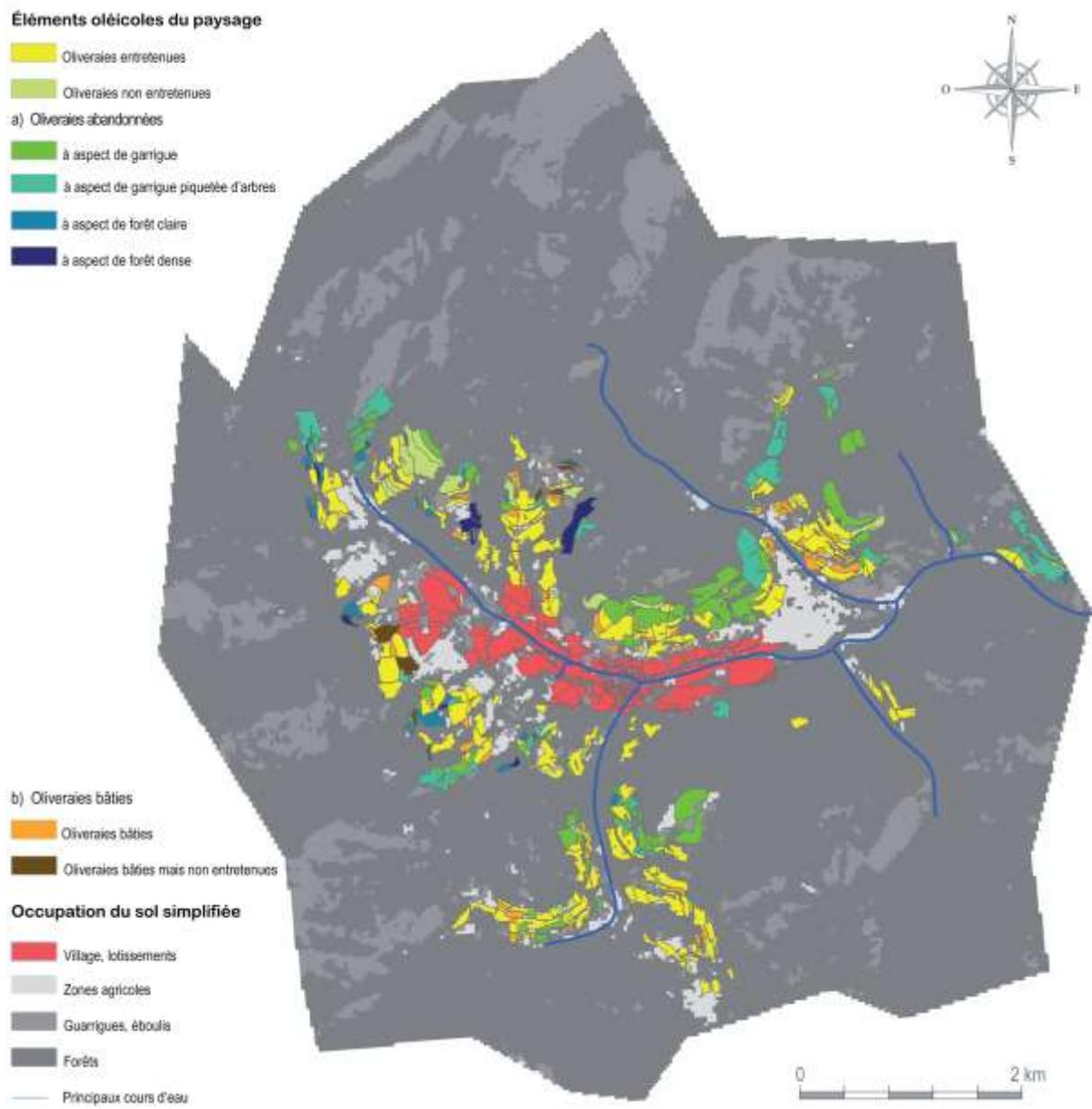


FIGURE 2 : CARTE DES DYNAMIQUES DES ELEMENTS OLEICOLES DU PAYSAGE SUR LA COMMUNE DE SOSPEL (COURTOT ET AL. 2014)

Dans le cadre de l'ANR Paterned, il m'a été possible de cartographier par photo-interprétation diachronique et campagnes de terrain les dynamiques de l'enfrichement des parcelles oléicoles abandonnées (figure 2). Il s'agit d'un exemple comme tant d'autres de dynamique progressive secondaires de la végétation où à partir d'un stade agricole, se déroulent les stades de la série de végétation ici probablement vers une forêt mixte de chênes verts et de chênes pubescents. Cependant, ceci n'est qu'une supposition climatique vu que les stades plus avancés étaient de jeunes forêts de Pins d'Alep. Cette carte, d'une part, permettait d'illustrer les phénomènes d'abandon de certaines cultures dans certaines régions pour un atlas thématique des paysages de la Vigne et de l'Olivier (Courtot *et al.*, 2014), d'autre part, de tester les modèles de variation de la biodiversité le long des stades de dynamique progressive (Cohen *et al.*, 2015)

Très tôt, ces dynamiques ont été comprises par les écologues et biogéographes. Dès lors, la nécessité d'un état de référence, « avant les changements » ou « après le retour aux conditions perturbées » s'est posée ; générant, sur ce thème du changement, le troisième changement de paradigme qu'il me semble nécessaire de raconter ici.

En 1885 R. Hult a, en premier, suggéré l'usage du terme de climax en écologie pour définir la phase ultime du développement d'une végétation. En 1916, F. E. Clements a défini le climax comme ceci : « L'unité de végétation, la formation climacique est une entité organique. Comme organisme la formation apparaît, grandit, murit et meurt. Sa réponse à l'habitat est donnée par les processus et les structures qui sont à la fois l'enregistrement et le résultat de ces fonctions. De plus, chaque formation climacique est capable de se reproduire elle-même en répétant avec une fidélité essentielle les étapes de son développement. La vie d'une formation est un processus complexe mais défini, comparable dans les traits principaux à la vie d'une plante. La formation climacique est un organisme adulte dont les stades initiaux et médiaux ne sont que des étapes de développement... Une formation, en bref, est le stade final du développement de la végétation dans une unité climatique. C'est la communauté climacique d'une succession qui termine dans la forme de vie la plus haute possible dans le climat en question. » Cette définition du climax est reprise dans son texte majeur de 1935 sans remise en question. Il s'agit, selon Clements, d'une végétation stable, en équilibre avec le climat, homogène dans l'espace, du moins en ce qui concerne l'espèce dominante. Ce concept, ainsi défini, a structuré une grande partie de la recherche et a été amplement réutilisé. Il a pour ainsi dire constitué un paradigme dans le sens où la recherche sur les changements du milieu et de la végétation a dans sa très grande majorité adopté cette vision d'un milieu qui évolue jusqu'à trouver une stabilité constituant un « climax » stable, homogène, et adapté au climat.

Cependant, comme tous les concepts fondateurs de paradigmes, le climax fut un jour fortement critiqué (Connell *et al.*, 1977 ; Gunnell, 2009). En effet, premièrement, il a été démontré que les milieux et leurs formations végétales sont hétérogènes et fréquemment perturbés. Ne serait-ce que par une multitude de micro-perturbations. Cette hétérogénéité et ces perturbations ne correspondent pas à la définition de climax de Clements. *A fortiori* il a été démontré que mêmes dans les milieux les plus stables d'un point de vue écologique et sans importantes perturbations, ces micro perturbations peuvent être associées à de petites taches où la succession et la dynamique progressive secondaire de la végétation se bloquent. Par exemple dans la réserve biologique intégrale du Gros Fouteau, en forêt de Fontainebleau ont été observées un important tapis de graminées bloquant la germination des arbres et blocant, ainsi la succession (Hotyat, 2012). Il est important de noter que Clements ne nie pas les micro-perturbations dans les formations qu'il considère climacique, il les considère comme les dynamiques régressives locales éloignant un temps certaines stations de la condition de climax.

Deuxièmement, il a pu être également démontré que les biotopes évoluent en permanence, généralement lentement, ne serait-ce que par les cycles climatiques mieux connus aujourd'hui qu'à l'époque de Clements. Or, comment la végétation peut-elle être stable et en équilibre avec le climat si celui-ci évolue en permanence selon une série de cycles ? Ici aussi, les détracteurs du concept s'attaquent à une définition quelque peu caricaturale, en effet, Clements en 1935 écrit « les climaxes ont évolué, migré et disparu sous l'effet des grands changements climatiques depuis le Paléozoïque. » Cette précision qu'il donne correspond bien à sa conception de climax comme organisme auquel il attribue les caractéristiques d'une plante. Ainsi, bien qu'il n'ait pas travaillé sur cette question de l'évolution du climat et de l'impact sur les formations végétales stables et non perturbées, il avait bien inclus ce processus dans sa conception du climax.

Le fait de n'attribuer au concept de climax qu'une valeur théorique et non plus la définition de Clements, est aujourd'hui parfaitement établie et n'est pas un débat en cours. En ce qui concerne mes recherches il est évident que ce concept a toujours été pris avec une grande distance. En thèse, j'ai écarté le concept de climax aussi à cause de l'importance de ne pas prendre pour référence « climacique » la période coloniale comme l'ont fait certains auteurs (Aubréville 1950 ; Trochain, 1946). Sur les feux en région méditerranéenne le concept de climax est totalement inutile parce que

le milieu est intrinsèquement instable. Sur les études de changement climatique, le concept devient évidemment désuet faute de stabilité du climat...

Le modèle conceptuel qui me convient le mieux est celui des montagnes russes issu de la thermodynamique et appliqué par Godron (1984) à l'écologie (figure 3). Selon ce modèle, les systèmes biologiques restent durablement dans des états assez stables (A, B, C, D) séparés par des moments de crise (L, M, N). Ce modèle présente deux supériorités sur le modèle de Clements. Nous tenterons d'en démontrer la pertinence dans la deuxième partie sur les changements.

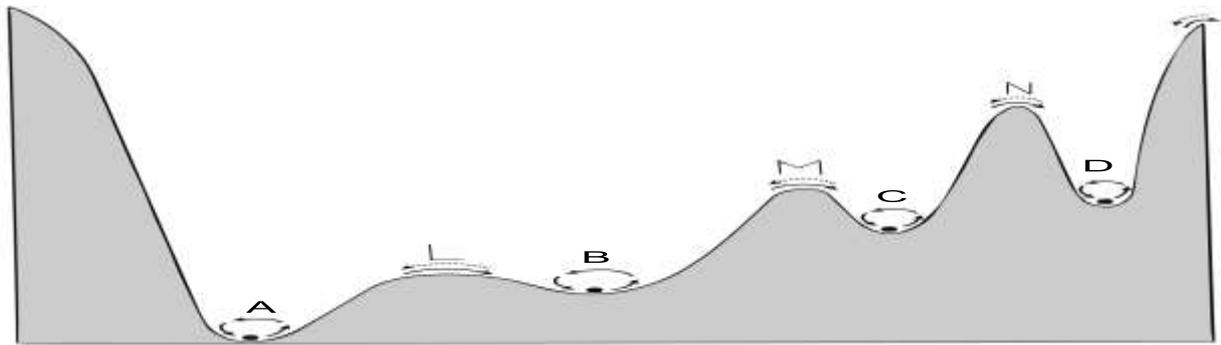


FIGURE 3 : LE MODELE DES MONTAGNES RUSSES AVEC LES PUIITS DE STABILITE (A, B, C, D) ET LES MOMENTS DE CRISES (L, M, N) GODRON, 1984

D'une part, ce modèle prend les perturbations comme partie prenante du système et non comme une anomalie. Notons que la figure 3 montre quatre états stables et des passages entre les états stables voisins alors que la réalité en comprend un très grand nombre et que plusieurs chemins sont possibles pour passer d'un état stable à un autre.

D'autre part, ce modèle enrichit notre compréhension de ces dynamiques de la prise en considération de niveaux variables de stabilité des différents stades. En effet, selon ce modèle, les stades primitifs de l'écosystèmes sont très instables et de légères perturbations permettent de passer d'un stade à l'autre alors que les stades tardifs et complexes (forestiers) atteignent une plus grande stabilité qui leur permettent de ne pas répondre aux petites perturbations par un changement de stade.

1.1.4. De la phytosociologie aux approches continuistes

Les formations climaciques, dans la définition de Clements, correspondent, même dans le cadre d'un gradient climatique régulier, à une juxtaposition de zones de végétation homogènes. Par exemple, Clements (1936) parle du gradient climatique au sein des Prairies Nord-Américaines en lui associant l'homogénéité du climax des prairies qu'il explique du fait que l'ensemble de l'espace est occupé par un trait physiologique dominant sans discuter de la spatialité de l'ensemble de la flore. Ce modèle spatial de la géographie du tapis végétal est l'objet du troisième changement de paradigme. Celui-ci, de moindre envergure, a été mené par un petit courant de biogéographie française qui s'était autoproclamé « phyto-climatologie dynamique » auquel je me rattache volontiers. Depuis 1973 et les travaux de Michel Lecompte ce groupe de biogéographes français a remis en question une incohérence de la conception spatiale du climax, mais aussi des communautés végétales et d'un grand nombre de notions écologiques ou biogéographiques.

Si la biogéographie est l'étude de l'organisation spatiale de la biosphère, le choix d'un paradigme qui pré-définisse *a priori* la modalité de la spatialité de la végétation terrestre est capitale. Ainsi, l'est également la question de la dominante continue (variation graduelle) ou discontinue (espaces homogènes séparés par des limites nette) des structures spatiales de la biosphère.

Si l'on observe, dans l'espace géographique, la variation de la composition en espèces du couvert végétal, on peut le décrire en mettant en exergue, soit des zones homogènes et en réduisant à une ligne la limite entre deux zones contiguës, soit une variation progressive avec une succession plus ou moins régulière d'apparitions et de disparitions d'espèces. Dès la fin du 19^e siècle un clivage entre la biogéographie américaine et européenne a eu lieu sur cette question de spatialité. La biogéographie américaine dont sur ce point l'auteur principal est Whittaker (1967) fondateur de l'école du Wisconsin a nettement favorisé une lecture continuiste de la biosphère. Au même moment, l'écologie (et la biogéographie) européenne, notamment autour de la phytosociologie dite « Zuricho-montpelliéraine » (Braun-Blanquet 1964) a favorisé une lecture discontinuiste. Le paradigme discontinuiste a très largement dominé la biogéographie et l'écologie européenne pendant plusieurs décennies. Les principales applications du paradigme discontinuistes sont la lecture en étages de la variation altitudinale de la végétation et la lecture en communautés des relations entre espèces végétales et biotope. Cette lecture de la structure spatiale de la végétation a influencé les choix méthodologiques de la quasi-totalité des études, donc les résultats. Les applications en biologie de la conservation ont également adopté cette vision. Par exemple, l'application de la directive habitat Natura2000 est entièrement basée sur la phytosociologie.

Il n'y a eu que très peu de débats entre ces courants de pensée durant les trois premiers quarts du 20^e siècle. Cependant, Lecompte, de ces travaux de 1973 à sa mort dans le début des années 2000, a défendu, en France, la théorie continuiste en opposition à la quasi-totalité de la communauté scientifique de l'époque (Braun-Blanquet 1964). Il a pu former un certain nombre de biogéographes (F. Alexandre, A. Génin, M. Cohen) ayant, avec lui, contribué à défendre cette théorie (Alexandre, 1993 ; Génin, 1994 ; Alexandre *et al.*, 1998a ; Alexandre *et al.*, 1998a)⁴. Ces derniers ont organisé un colloque sur ce point en lui donnant un cadre plus large que la biogéographie mais dont sept publications du volume d'actes sont en biogéographie dont Godron et Andrieu (2013). Le manuel universitaire de Alexandre et Génin (2011) marque une étape majeure de l'installation de ce paradigme dans la géographie française. Au sein de la géographie française, les thèses continuistes de l'équipe Lecompte, passé la deuxième moitié des années 2000, ont été bien reçues et progressivement de mieux en mieux intégrées dans les travaux sur les montagnes notamment. En biologie, sans, à ma connaissance, que n'ait eu lieu un changement de paradigme défini en tant que tel, il est de plus en plus fréquent de lire des positions proches de l'approche continuiste que de celle phytosociologique.

Mes recherches n'ont pas pour ligne directrice de démontrer que ce paradigme continuiste est plus pertinent que le paradigme discontinuiste, mais mon positionnement est celui d'un continuiste convaincu (Godron et Andrieu, 2013 ; Andrieu, 2008 ; Andrieu et Alexandre, 2011).

Par exemple, Andrieu et Alexandre (2011) ont démontré (Tableau 1) que la succession des espèces, le long du gradient nord-sud correspond bien à un modèle en écailles chevauchantes. C'est-à-dire une succession progressive de aires d'espèces aux limites variables mais dont certains groupes d'espèces présentent des limites climatiques communes marquant de légères accélérations du continuum floristique.

⁴ J'ai été étudiant de M. Lecompte et doctorant de F. Alexandre, on peut me positionner comme faisant partie de la 3^{ème} génération du paradigme continuiste.

TABEAU 1 : MISE EN EVIDENCE DE GROUPES D'ESPECES PLUS OU MOINS ETROITEMENT LIEES A DES CLASSES DE PLUVIOSITE

Classes de pluviosité (mm/an)		< 850	850-900	900-950	950-1000	1000-1050	1050-1100	1100-1150	1150-1200	1200-1250	> 1250
Effectif (relevés/classe)		15	9	11	26	2	4	7	4	7	17
Groupe 1	<i>Ficus vallis-choudae</i>	++
	<i>Sesbania sesban</i>	+++
	<i>Parinari curatellifolia</i>	+++
	<i>Psychotria psychotrioides</i>	+	+++
	<i>Sterculia setigera</i>	++
	<i>Ficus natalensis</i>	+++
	<i>Anthocleista procera</i>	+++
	<i>Ficus polita</i>	+++
	<i>Landolphia dulcis</i>	++
	<i>Anthostema senegalense</i>	++
	<i>Mangifera indica</i>	+++
Groupe 2	<i>Zanthoxylum zanthoxyloides</i>	+	++	+++
	<i>Albizia adianthifolia</i>	+++	++
	<i>Strophantus sarmentosus</i>	++	+	+
	<i>Azelia africana</i>	+++	.
	<i>Canarium schweinfurthii</i>	+++	.
	<i>Paulinia pinnata</i>	++
	<i>Landolphia heudelotii</i>	---	++	+	+
	<i>Smeathmannia laevigata</i>	---	+++
	<i>Markhamia tomentosa</i>	++	+++	.
	<i>Anacardium occidentale</i>	+++
<i>Elaeis guineensis</i>	---	+++	
Groupe 3	<i>Hoslundia oppositifolia</i>	++
	<i>Calicobolus heudelotii</i>	++	.
	<i>Combretum micranthum</i>	++	+
	<i>Salacia senegalensis</i>	++	.	.
	<i>Premna quadrifolia</i>	++	.	.
	<i>Erythrina senegalensis</i>	++	.	.	.
	<i>Smilax anceps</i>	+++	.	.	.
	<i>Ficus dicranostyla</i>	+++	.	.	.
	<i>Lannea acida</i>	++	+	.
	<i>Ixora brachypoda</i>	++	.	.	.
Groupe 4	<i>Acacia macrostachya</i>	+++	+++	+++	---	---
	<i>Pericopsis laxiflora</i>	.	++	++
	<i>Parinari excelsa</i>	.	.	.	++
	<i>Albizia ferruginea</i>	.	.	.	+++
	<i>Mitragyna inermis</i>	.	.	.	+++
	<i>Ziziphus mauritiana</i>	.	++	++	++	++
Groupe 5	<i>Combretum nigracans</i>	++	+	---
	<i>Daniellia oliveri</i>	++	---
	<i>Gardenia temifolia</i>	++
	<i>Acacia sieberiana</i>	+++
	<i>Ficus ingens</i>	+++
	<i>Terminalia laxiflora</i>	+++
	<i>Anogeissus leiocarpus</i>	+++

Ces premières pages brièvement épistémologiques servent, si besoin, à me définir comme un biogéographe qui accorde dans son raisonnement une place importante aux processus évolutifs sans les étudier à proprement parler, qui considère que la dynamique des milieux est faite d'une multitude de perturbations (dont l'ensemble des activités humaines sur la végétation, souvent ressource pour celles-ci. Le modèle des montagnes russes me semble donc supérieur au concept de climax et je considère que dans l'espace géographique, le milieu et la flore varient de façon progressive et régulières. Une fois ces positions rappelées, ce mémoire va rentrer pleinement dans son sujet : l'analyse spatiale de la végétation terrestre.

1.2. Epistémologie de l'analyse spatiale de la végétation terrestre

La structure spatiale de la végétation (dimension physionomique horizontale), à l'échelle locale, est une descriptible par les taux de recouvrement et des indices de régularité de la végétation. A une échelle plus petite, on peut passer à une cartographie de l'occupation du sol dont le niveau de complexité de la nomenclature peut permettre d'arriver à une cartographie de la végétation. On peut y appliquer, ensuite, des grilles de lectures thématiques comme par exemple une caractérisation de l'agencement des éléments dans une approche d'écologie du paysage. Ainsi, quelle que soit l'échelle ou la dimension écologique étudiée, une analyse spatiale est possible et, pour préciser mon positionnement, il convient donc de faire un état de l'art de l'intersection de cette approche et de cette discipline. D'une part, il sera nécessaire de débiter par le pilier principal : l'écologie quantitative (1.2.1). Ensuite, je présenterai les deux branches les plus actives et communes de l'analyse spatiale de la végétation : l'écologie du paysage et la télédétection du couvert végétal (1.2.2). Enfin, je broserai un court portrait d'un ensemble de techniques selon moi sous-utilisées dans ce domaine (1.2.3).

1.2.1. Les racines dans l'écologie quantitative

Si la géographie pose avant tout les questions « où ? » et « pourquoi ici plutôt qu'ailleurs », la biogéographie pose alors ces questions, dans sa dimension spécifique c'est-à-dire : « où se trouve telle l'espèce ? » et « pourquoi est-elle ici plutôt qu'ailleurs ? ». Cette dernière question étant aussi la question fondamentale de l'écologie : la science de l'habitat (Oikos en grec).

Calculer les liaisons statistiques entre certains descripteurs écologiques et la présence (ou la fréquence) des espèces est donc une composante majeure de l'écologie (Legendre et Legendre, 1979) et a été assez généralement adoptée par les biogéographes-géographes français (Alexandre et Génin, 2012). Ces outils sont assez bien connus et il n'est pas nécessaire que j'en fasse un état de l'art approfondi. Je suis, dans ce domaine, utilisateur de méthodes et techniques existantes et aucune recherche de mon parcours ne prétend à être présentée comme une avancée dans l'écologie quantitative. Précisons cependant que les calculs de corrélation (Bravais, 1901 ; Pearson, 1901) et les analyses multivariées (Benzecri, 1973) sont les deux approches les plus fréquentes. Or, mes recherches emploient plus volontiers les techniques issues de la théorie de l'information appliquée aux analyses fréquentielles (Daget et Godron, 1984). Or ces méthodes sont peu utilisées dans la communauté des écologues et biogéographes. Godron et Andrieu (2013) essayent de démontrer la pertinence de ces techniques. Barima *et al.*, (2016), Vignal et Andrieu (2016 A) les utilisent comme une simple étape d'un processus plus global. Bilodeau *et al.*, (2009) les a appliqués à l'écologie des marais salants dans la Baie du Mont-Saint-Michel.

Par exemple, dans les travaux sur l'impact du changement climatique sur la répartition des espèces, il a été nécessaire de calculer la niche écologique des espèces étudiées. Le tableau 2 en donne un exemple de résultat. Il s'agit, pour trois espèces alpines étudiées dans le Massif de l'Argentera Mercantour (*Dryas octopetala*, *Pinus cembra*, *Pinus uncinata*) d'en calculer les observations minimales, maximales les bornes des conditions optimales, là où la majeure partie de la population est observée. L'analyse de l'efficacité des descripteurs a permis d'y mettre en évidence que les facteurs climatiques possèdent un poids plus important que les facteurs topographiques ou géologiques. Par ailleurs, les facteurs climatiques ne possèdent pas tous le même poids, ce qui permet de calibrer des modèles de relation climat-végétation.

Si les statistiques en écologie existent depuis plusieurs décennies et sont assez généralement pratiquées, elles ne peuvent être considérées comme une méthode d'analyse spatiale étant de logique a-spatiale et uniquement écologique.

TABLEAU 2 : LIAISONS STATISTIQUES ENTRE LES PRESENCES CONNUES DE TROIS ESPECES ET LES VARIABLES ECOLOGIQUES

	<i>Dryas octopetala</i>					<i>Pin cembro</i>					<i>Pinus uncinata</i>				
	Min ZT	Min O	Max O	Max ZT	Ef f	Min ZT	Min O	Max O	Max ZT	Ef f	Min ZT	Min O	Max O	Max ZT	Ef f
Altitude	1700	2000	2400	2800	88	1600	1800	2200	2400	47	1400	1700	2000	2300	54
Pente	5	15	30	40	24	8	20	35	45	18	6	20	35	45	13
Tn 01	-16	-8	-14	-12	93	-14	-12	-10	-8	53	-14	-12	-10	-7	53
Tn 02	-17	-9	-15	-12	91	-16	-14	-11	-8	53	-16	-13	-10	-7	50
Tn 03	-16	-8	-14	-11	91	-15	-12	-10	-6	53	-14	-11	-9	-6	53
Tn 04	-13	-5	-11	-9	92	-12	-10	-7	-4	51	-11	-9	-6	-3	56
Tn 05	-9	0	-7	-5	92	-8	-5	-3	1	51	-7	-4	-1	2	58
Tn 06	-10	1	-7	-4	87	-8	-5	-2	2	50	-7	-4	0	4	55
Tn 07	-6	4	-4	-1	91	-4	-2	1	5	51	-4	0	3	6	54
Tn 08	-4	5	-2	1	91	-2	0	3	6	53	-2	1	4	8	57
Tn 09	-4	4	-2	0	95	-3	-1	2	5	55	-2	0	3	6	57
Tn 10	-7	2	-5	-2	93	-5	-3	0	2	53	-5	-2	1	3	55
Tn 11	-11	-3	-9	-6	93	-10	-7	-5	-2	53	-9	-6	-4	-1	53
Tn 12	-13	-7	-12	-10	99	-12	-11	-9	-6	55	-12	-10	-8	-6	55
Tx 01	-3	4	-1	1	99	-2	0	2	4	52	-1	1	3	5	55
Tx 02	-3	5	-1	1	96	-1	1	3	6	51	0	2	4	7	56
Tx 03	-2	7	0	3	97	0	2	4	8	48	1	3	6	9	56
Tx 04	1	10	3	6	91	3	5	8	11	48	4	6	9	12	51
Tx 05	4	13	7	9	88	6	9	11	14	48	7	10	12	16	48
Tx 06	9	17	11	13	96	10	12	15	18	48	11	14	16	20	58
Tx 07	11	20	14	16	92	13	15	18	21	45	14	17	20	23	57
Tx 08	11	20	14	16	89	12	15	18	21	47	14	17	19	23	49
Tx 09	8	17	10	13	90	9	12	14	18	45	10	13	16	19	55
Tx 10	4	12	6	8	96	5	8	10	13	49	6	9	11	14	59
Tx 11	0	7	1	3	99	1	3	5	8	53	2	4	6	9	63
Tx 12	-1	5	0	2	99	0	2	3	5	54	1	2	4	6	60
Enc	Peu encaissé				18	Peu encaissé				20	Peu encaissé				16
Exp	Nord ; Nord- ouest ; Nord –est ; Est ; Ouest				18	Nord ; Nord- ouest ; Nord –est ; Est ; Ouest				15	Sud ; Sud- ouest ; Nord ; Nord –ouest ; Ouest				12
Géologie	Calcaires lités, marnes ; Conglomérats, grès, pélites vertes ou violacées ; Quartzites, schistes, dolomies, cargneules				21	Calcaires, schistes, grès d'Annot ; Conglomérats, grès, pélites vertes ou violacées ; Socle cristallin ancien : micaschistes, gneiss, granite				77	Calcaires lités, marnes				13

Tn : Températures minimales ; Tx : Températures maximales ; Enc : Encaissement ; Exp : Exposition ; 01 : Janvier ; 02 : Février ; 03 : Mars ; 04 : Avril ; 05 : Mai ; 06 : Juin ; 07 : Juillet ; 08 : Août ; 09 :

Septembre ; 10 : Octobre ; 11 : Novembre ; 12 ; Décembre ; Min ZT : Minimum de la zone de tolérance ; Max ZT : Maximum de la zone de tolérance ; Min O : Minimum de l'optimum écologique ; Max O : Maximum de l'optimum écologique.

1.2.2. Les branches vigoureuses : l'écologie de paysage et la télédétection de la végétation et du milieu

Si, dans l'ensemble, ce volume veut démontrer que l'analyse spatiale est très peu pratiquée en biogéographie par les géographes, il faut ici nuancer ce propos par l'évocation des deux champs très actifs de l'analyse spatiale de la végétation terrestre : l'écologie de paysage et la télédétection de la végétation et du milieu.

L'écologie du paysage est née conceptuellement en 1986 avec l'ouvrage de Formann et Godron⁵ avec la définition du paysage comme une portion de territoire d'échelle kilométrique dont la structure spatiale des éléments de paysages en matrice, corridors et taches, définit un fonctionnement à l'échelle décennale. Cette approche de la structure spatiale du paysage (ce qui, d'une certaine manière en fait, à proprement parler, une approche biogéographique, même si cet épithète ne lui est que rarement donné) est dans la quasi-totalité des cas une approche quantitativiste.

L'écologie du paysage possède donc comme grande originalité et qualité sa prise en compte du rôle de la spatialité dans le fonctionnement écologique d'un paysage, ce qui est fait intrinsèquement une approche d'analyse spatiale dans sa plus étroite définition. Sa deuxième originalité et qualité est une prise en compte des facteurs anthropiques, au même titre et au même niveau que les conditions écologiques du biotope. L'écologie a, en effet, trop longtemps procédé, dans un premier temps par concevoir un écosystème sans l'homme et par lui « imposer » dans un deuxième temps des actions anthropiques qui perturbent l'écosystème précédemment décrit. La posture de l'écologie du paysage me semble bien plus adaptée aux environnements actuels et à la multiplicité des actions directes et indirectes présentes et passées de l'homme sur son environnement.

L'écologie du paysage, après sa création a connu peu de remises en question. L'ouvrage français de référence (Baudry et Bruel, 1999) ne discute par exemple que l'importance accordée à la matrice par Forman et Godron (1986) qui selon les auteurs, sous-évaluent voire écartent les mosaïques. En effet, Baudry et Burel (1999) développent de nombreuses études basées sur des mosaïques agricoles qui, si l'on distingue chaque culture comme un élément de paysage différent, constitue bien un exemple de paysage sans matrice ou alors il faudrait, en effet, redéfinir la matrice.

Deux facteurs expliquent le grand succès de l'écologie du paysage dans la recherche depuis le début des années 2000. Premièrement, le développement de logiciels de qualité dont un logiciel gratuit, « *fragstat* », très utilisé. Ces derniers offrent à la communauté des biologistes et géographes des outils accessibles permettant de quantifier les structures spatiales du paysage. Il en résulte une construction de mode de pensée en écologie du paysage assez conditionnée par ce que font (et ce que ne font pas) les logiciels de métriques du paysage. En effet, ces logiciels comprennent un ensemble de « métriques » du paysage à différentes échelles (tache, classe, paysage) qu'il est possible de calculer sur l'ensemble d'une carte ou localement par l'utilisation d'une fenêtre coulissante. Ainsi, la structure du paysage est-elle très bien décrite mais très peu expliquée et très rarement utilisée comme facteur explicatif dans une approche écologique. Autre caractéristique symptomatique de la communauté des écologues du paysage, ses études ne comprennent quasiment jamais de définition formelle des paysages étudiés (combien de paysages comporte la zone étudiée ? combien de types de paysages comporte la zone étudiée). Ces deux questions m'ont été posées maintes fois par Michel Godron lors de nos rencontres et travaux collectifs et occuperont quelques pages de ce mémoire.

⁵ Je préfère mettre ici de côté l'emploi en 1939 d'écologie du paysage par Troll dans le sens où le sens qu'il lui a donné est différent de celui donné aujourd'hui.

Le deuxième facteur expliquant le succès de l'écologie du paysage dans la recherche actuelle est l'application en politique et en aménagement de la notion de trame (verte, bleue, noire) (François et al., 2010). Dans un premier temps, la question de la nature en ville a stimulé la recherche autour des connectivités spatiales de la couverture végétale (Grésillon et al., 2012) pour relier les espaces verts en ville et les réservoirs de biodiversité en dehors des villes. Dans un deuxième temps, le « grenelle de l'environnement » en 2007 a fortement stimulé la recherche puisque la connectivité devait être estimée et renforcée et protégée. Après avoir défini les trames verte et bleue au niveau national puis au niveau régional, ce sont les petites collectivités territoriales qui vont devoir intégrer les connectivités dans leurs documents d'urbanisme en cohérence avec les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE).

Le deuxième domaine très actif de recherche quantitative spatiale de la végétation et des milieux est la télédétection mais je ne fais que l'annoncer ici puisqu'il s'agit d'un domaine central de mon positionnement et de mon projet et que le chapitre 1.3 lui est entièrement accordé.

1.2.3. Les bourgeons prometteurs : développement insuffisante de l'analyse quantitative : des outils assez récents et pas encore assez bien appliqués

Même si les statistiques écologiques sont très utilisées et l'écologie de paysage est bien connue, la biogéographie sous emploie tout de même très fortement l'analyse spatiale dans sa pratique. La biogéographie théorique et quantitative française est quasiment inexistante dans la mesure où elle est composée de qualitatistes (conceptualisation de la forêt ou du paysage) ou des quantitatistes qui spécialistes des liaisons milieu végétation ou pratiques-végétation. Or, il existe une multitude d'outils, de techniques et de méthodes d'un intérêt potentiel majeur pour une biogéographie quantitative. Ces applications et applicatifs ne demandent qu'à être développés et diffusés au sein de la discipline comme l'a été l'écologie du paysage. Sans chercher à dresser une liste exhaustive nous pouvons citer :

- Analyse spatiale d'un semis d'individus pour décrire une population,
- Analyse spatiale d'un semis de présences pour détecter les modifications d'une aire de répartition,
- Analyse spatiale des biotopes,
- Morphologie mathématique appliquée à la cartographie du couvert végétal,
- Morphologie mathématique appliquée à la délimitation des aires de répartition,
- Modélisation de la végétation spatialement explicite avec prise en compte de l'espace comme élément explicatif,
- La recherche de structures spatiales dans le milieu et la végétation,
- L'analyse quantitative des homogénéités et hétérogénéités dans la structure spatiale.

Ce volume d'HDR va pour cela tenter de défendre mes compétences dans le développement de méthodes et techniques d'analyse spatiale de la végétation et du milieu et en développer le projet de recherche dans la lignée du premier. Un enjeu, pour moi important, de cet objectif de développement de l'analyse spatiale en biogéographie est le maintien d'un haut niveau de compétence naturaliste des données récoltées et traitées par l'analyse spatiale. En effet, je partage l'avis de Cossart (2014) qu'il est dommage de distinguer d'une part des géographes physiciens naturalistes et d'autre part des géographes rangés « dans la catégorie des ingénieurs » comme si leurs compétences dans les outils d'analyse spatiale ne puissent s'acquérir qu'au détriment du reste. Pour cette raison, ce mémoire d'analyse spatiale prendra le temps de préciser, lorsque nécessaire pour l'analyse spatiale, des définitions (espèces, populations) ou de développer les caractéristiques de certains milieux ou de certains processus biologiques.

Cette très modeste épistémologie, est une première justification de la considération du « sous-développement » d'une analyse spatiale de la végétation terrestre qui puise tant dans la compétence naturaliste des biogéographes que dans la compétence géomatique. Elle prend acte que la télédétection de la végétation et l'écologie du paysage sont de puissantes applications issues de l'interaction des outils d'analyse spatiale et du raisonnement biogéographique, le domaine reste sous exploité et j'espère que la biogéographie française saisira cette opportunité.

1.3. L'utilité de l'approche biogéographique pour quelques questionnements majeurs autour de l'environnement des sociétés

Il convient d'achever ce premier chapitre en justifiant la dernière partie du sous-titre de volume : « l'approche géographique de la lutte contre l'érosion de la biodiversité ». En effet, en contraste avec les questions débattues en (1.1), je me dois de justifier cet apparent oxymore de « biogéographie appliquée ». Rares seront les biogéographes français qui auraient, je crois, pensé à associer ces deux mots. Or, je vais essayer de démontrer l'utilité d'une approche biogéographique dans les questionnements majeurs des relations nature-société qui ont pour finalité la lutte contre l'érosion de la biodiversité : la modification de la couverture végétale (1.3.1), la réduction de la biodiversité spécifique et génétique (1.3.2) et l'impact du changement climatique en biogéographie (1.3.3). En effet, cet objectif final des études scientifiques est, avec l'importance accordée à la méthodologie en analyse spatiale, le deuxième fil directeur de mes travaux.

1.3.1. La modification de la couverture végétale

La déforestation et la fragmentation du paysage sont parmi les grandes préoccupations environnementales. Cette question de la géographie du couvert végétal et de ses modifications spatiales et temporelle sous l'action (les actions) de la société se pose dans de nombreuses régions et nécessite, de la part de la science en général et de la biogéographie en particulier, une capacité de suivre et mesurer les processus, en comprendre les causes, modéliser le passé et le futur et en estimer les impacts (Pahari et Murai 1999 ; Singer, 2015).

On évalue, pour les seules forêts tropicales (1,7 milliards d'hectares), la perte annuelle à 6 millions d'hectares par an entre 2005 et 2015, ce taux était de 10 millions dans les années 1990 (FAO, 2015). Aux philippines, la forêt qui couvrait à la fin des années 1930 60% de l'espace était réduite, en 1980, à 25%. Les plantations forestières sont nombreuses et correspondent à des superficies croissantes. Cependant, si ces plantations constituent bien une couverture végétale arborée, il est nécessaire de s'interroger sur, d'une part, la durabilité des plantations en termes de fertilité des sols et, d'autre part sur l'écart en termes de services écosystémiques entre une forêt spontanée, peu ou bien exploitée d'une part et une plantation à fin commerciale d'autre part. Si la forêt tropicale régresse, les forêts tempérées et boréales ont, ces dix dernières années, progressé en revanche dans presque tous les pays (FAO, 2015).

En Europe, dès le Moyen Âge, c'est le défrichement agricole qui est à l'origine de la déforestation. Les forêts tropicales dans les territoires colonisés aux XIXe et au début du XXe siècles sont essentiellement exploitées comme matière première accompagnée de l'extension des domaines agricoles de rente. Les conséquences de la déforestation sont nombreuses : émissions de gaz à effet de serre et autres modifications des climats locaux, réduction de la biodiversité, dégradation des sols et augmentation de la vulnérabilité des populations face à certains risques (Hallé, 1999). Les feux de forêts sont une troisième grande cause de réduction des surfaces forestières. Diamond⁶ (1997) Diamond (2005) va jusqu'à placer le déclin de grands systèmes sociaux dans les conséquences de la déforestation.

⁶ Je souligne ici mon deuxième « livre de chevet » en biogéographie. Diamond, biogéographe au contact de sociétés de Papouasie Nouvelle Guinée pose d'intéressantes questions et tente d'y répondre avec une

Pour toutes ces raisons, l'analyse scientifique de la déforestation est aujourd'hui un enjeu fort de la géographie de la biosphère. Il est capital aujourd'hui que la biogéographie soit capable d'un suivi précis de la couverture végétale du monde et d'une compréhension des causes de cette évolution. Il est également important de participer au débat sur les services écosystémiques rendus par les différentes végétations, services qu'il convient de comparer à la rente de l'exploitation des forêts ou des nouvelles terres agricoles qui les remplacent chaque jour.

Mon expérience dans le domaine de la déforestation va du suivi des couvertures forestières par télédétection (Andrieu, 2009 ; Andrieu, 2016 ; Barima *et al.*, 2016) à l'analyse des causes de ceux-ci par une méthode hybride entre la télédétection, les observations naturalistes et les enquêtes auprès des populations. J'ai eu l'occasion d'étudier les forêts de mangrove du littoral ouest-africain, les forêts de Côte d'Ivoire et celles de la France méditerranéenne.

1.3.2. La réduction de la biodiversité

Depuis l'apparition de la Vie sur terre, le monde vivant se diversifie. Les espèces se divisent par cladogénèse et les espèces ainsi séparées évoluent par anagénèse. En parallèle de ce processus de diversification, certaines espèces s'éteignent. Sur le long terme, le bilan est très positif et le nombre d'espèces augmente. Le rythme de cette augmentation est cependant très irrégulier. En effet, la terre a connu des extinctions de masse très rapides et très importantes, cinq en particulier, que les scientifiques nord-américains nomment les « big five ». Après ces extinctions majeures ou certains grands groupes sont éliminés, succèdent des phases de diversifications très rapides généralement liées à un autre groupe précédemment mineur qui, sans la concurrence d'un groupe dominant maintenant éteint, se diversifie et prend une place dominante (Ramstein, 2014).

On peut calculer, à une échelle temporelle géologique, un rythme d'extinction de fond qui s'exprime en millions d'espèces-années. Ce calcul complexe sur les fossiles est approximativement de 0,25 millions d'espèces-années pour les mammifères. Si l'on considère que l'on dénombre 5 500 espèces de mammifères vivants actuellement, ce taux d'extinction de fond correspond à une extinction tous les 700 ans. « L'extinction de l'Holocène » liée à l'espèce humaine et ses activités, que certains essayent de définir comme la « sixième extinction » en référence aux « big five », touche les grands mammifères et les oiseaux avant tout (Barbault, 1997) et les amphibiens (McCallum, 2007). Selon Lawton et May (1995) in Godet et Mathevet (2015) « elle se caractérise par des taux d'extinction cent à mille fois supérieurs aux taux d'extinction moyens du vivant et cent fois supérieurs à ceux qui ont prévalu au cours des crises antérieures ».

Les causes des extinctions sont nombreuses. Diamond, en 1984, en avait cité 4 majeures, et cette hiérarchie n'est pas particulièrement remise en cause. Il s'agit, premièrement, de la disparition ou la fragmentation des habitats. Nous retrouvons là, bien évidemment, un fort lien avec le paragraphe précédent et un exemple d'approche où deux dimensions souvent étudiées séparément : la géographie des milieux et la géographie des espèces nécessitent une étude commune qui intègre au mieux les actions de l'homme sur le milieu.

La deuxième cause d'extinction est « l'invasion biologique ». Il s'agit de modifications rapides d'aires de répartition, d'origine anthropique qui portent une espèce à coloniser rapidement des écosystèmes dans lesquels elle ne rencontre ni contrainte de biotope ni prédateur, parasite ou concurrent dans la biocénose. Ces espèces peuvent, par concurrence, prédation ou parasitisme éliminer un grand nombre d'individus et, à terme, d'espèces. Une discussion passionnante a lieu, depuis quelques années, sur la différence entre les processus de colonisation « naturels » de certains espaces par certaines espèces et les processus « anthropiques » de colonisation de certains espaces par certaines espèces. Les

dynamique de raisonnement (succession de questions-hypothèses-démonstrations-réponses) remarquable, comme est remarquable la largeur de vue et l'étendue des connaissances en histoire, biologie, anthropologie, économie qu'il manipule dans son ouvrage.

tenants de la thèse « pro-invasion » considère que les colonisations, quelles qu'en soient le vecteur, font partie des processus biogéographiques et façonnent la biodiversité de la planète, ils accusent les « anti-invasion » d'avoir transposé au monde végétal et animal une conception xénophobe de la biogéographie. S'il est vrai que les colonisations ont joué un rôle majeur dans la paléobiogéographie et s'il est vrai que certaines « invasives » trouvent vite une stabilité dans le nouveau territoire, il me semble qu'il est objectif et nécessaire de distinguer la colonisation comme celles des Galápagos par les pinçons de la propagation dans le monde du micro champignon *Batrachochytrium dendrobatidis* qui éteindrait les espèces à un rythme 45 000 fois supérieur au rythme d'extinction de fond d'espèces de grenouilles dans le monde à la suite, soit de la circulation par l'homme d'individus de Xénope lisse (issu d'Afrique) dans les laboratoires soit de la circulation d'individus de Grenouille taureau pour la consommation (Kolbert, 2014). Ce débat aura eu l'intérêt de remobiliser la communauté scientifique sur ce processus d'extinction et de permettre de multiplier les études d'une part sur le rôle de l'homme comme vecteur de diffusion des espèces et d'autre part sur les conséquences de tels changements d'aires de répartition sur les espèces du milieu récemment et rapidement colonisé. Simon (2006) enrichit ce débat d'une question de temporalité en mettant en relation des présences d'espèces lors de phases climatiques précédentes (Tertiaire) et leur introduction anthropique actuelle.

La troisième cause d'extinction est la surexploitation des espèces elles-mêmes. En effet, la chasse de certains mammifères et oiseaux et la cueillette ou coupe de certaines plantes se fait au-delà de la notion de durabilité et peut menacer la survie de l'espèce-ressource. Il s'agit ici, d'une part, d'une étude des populations et des capacités de régénération et, d'autre part, de comprendre les modalités d'exploitation de ces ressources en étudiant les sociétés qui les exploitent.

La quatrième cause d'extinction est l'extinction en chaîne. Il s'agit soit de l'extinction d'une « espèce ingénieuse » qui crée un habitat à part entière comme les coraux, soit de l'extinction d'un maillon irremplaçable de la chaîne alimentaire, généralement les grands prédateurs mais par uniquement. Ici la science va devoir améliorer les modèles prospectifs de réseaux trophiques en réaction à des extinctions.

Mon expérience dans le domaine des extinctions au sens stricte est assez limitée mais j'ai eu l'occasion de travailler sur des programmes visant à quantifier la biodiversité. D'une part j'ai participé à un programme de recensement, quantification et spatialisation multiscalaire de la biodiversité végétale vasculaire (Cohen *et al.*, 2015). D'autre part la quantification des ressources végétales et de l'exploitation de celles-ci sont une étape importante d'un certain nombre de mes études Ouest-Africaines (mangroves et savanes des Régions septentrionales des Rivières-du-Sud, ressources fourragères au Sahel, Produit forestier non ligneux en Côte d'Ivoire) cependant, à ma connaissance, ces cas d'études ne concernaient aucun risque d'extinction.

Sur la fragmentation des habitats et disparition des habitats il est important de citer ma participation à deux projets financés par la mission interdisciplinaire du CNRS « défi littoral » : le projet DILEM en 2015 et le projet DILPROSPECT en 2016. Ainsi que du programme de recherche international D2PCPCI qui étudie la rapide et forte fragmentation de la Forêt classée du Haut Sassandra (FCHS) et la menace que celle-ci constitue pour des espèces endémiques de la Côte d'Ivoire.

C'est, enfin, autour des travaux sur les limites d'aires que je me suis rendu le plus proche de cette question en effet, qu'il s'agisse d'une espèce menacée de disparition ou d'une espèce invasive, l'approche biogéographique doit passer par un suivi de l'aire de répartition et une attention forte des processus biologiques aux marges de ces aires de répartition (Vignal et Andrieu, 2016 A).

1.3.3. L'impact du changement climatique en biogéographie

Diamond (1984) n'avait pas placé le changement climatique parmi ces 4 causes majeures. Mathevet et Godet (2015) ne l'ajoutent pas à la liste de Diamond bien que la question revienne amplement dans

l'ouvrage. Or, je pense, à l'instar du GIEC (2014) que si les précédentes extinctions majeures de biodiversité avaient toutes une composante climatique (Ramstein, 2015), le changement climatique post-industriel provoquera forcément un lot majeur d'extinctions.

En effet, en termes de biogéographie, il est nécessaire de rappeler que la très grande majorité des espèces possède une aire de répartition clairement expliquée par le climat. Ainsi, l'hypothèse la plus plausible est que le changement climatique provoquera un impact sur un certain nombre d'aires de répartitions, notamment là où le climat change rapidement (montagnes, barrières climatiques).

L'analyse scientifique de l'impact du changement climatique en biogéographie est selon moi un enjeu pour la biogéographie. Malheureusement, si les géographes-climatologues français se sont assez amplement appropriés la question du changement climatique, les biogéographes-géographes français ne se sont que très peu approprié l'étude de son impact sur les aires de répartition.

Mon expérience dans le domaine est assez maigre il s'agit plus là d'un volet projet de recherche que d'un volet de bilan. Cependant, d'une part, je possède une expérience non négligeable sur les liaisons entre climat et végétation (Andrieu, 2009 ; Andrieu, 2010 ; Andrieu 2011) d'autre part, le co-encadrement de la thèse de M. Vignal et l'ensemble des travaux que nous avons mené ensemble sur cette question a porté, à ce jour, à une publication (Vignal et Andrieu, 2016 A) les communications dans deux conférences (Vignal et Andrieu 2015, Vignal et Andrieu 2016 B). Deux projets de recherche internationaux ont été lancés sur ces questions, un ALCOTRA intitulé « Concert'eaux » sur la vallée de la Roya et un « Maimonide » sur la prise en compte des feux dans les études de l'impact du changement climatique sur la biodiversité.

Ces trois grandes questions, à peine évoquées ici permettent de placer essentiellement un cadre de positionnement, non de ma carrière cette fois, mais de la discipline biogéographique face aux questions environnementales qu'elle a, aujourd'hui saisi (Alexandre et Génin, 2016). Elles permettent de justifier une approche de recherche appliquée, en ce qui me concerne, dans la mesure où d'abord par opportunité, aujourd'hui par choix, la quasi-totalité de mes projets de recherches présentaient, a minima des justification liées à ces questionnements, au mieux cherchaient à contribuer à leur meilleure compréhension. Certains de ces projets étant assez directement impliqués dans des projets de territoires concrets pour la gestion de telles questions environnementales.

Ce premier chapitre vise à définir mon positionnement en termes d'épistémologie, d'une part vis-à-vis des grands questionnements qui ont structuré la pensée biogéographique. Il s'agit de rappeler que je considère la végétation comme le produit d'une co-construction entre la dimension biophysique des écosystèmes et la dimension sociétales de l'ensemble des actions humaines insérées dans un même système en interaction et en co-évolution. Ensuite, c'est l'analyse spatiale de la végétation terrestre qui a dû être définie pour justifier le positionnement méthodologique original au sens d'une part d'argumenter de son originalité et d'autre part d'argumenter de l'intérêt d'un majeur développement.

2. Fondements de l'analyse spatiale de la végétation terrestre appliquée aux données naturalistes

Quels outils permettent au biogéographe d'analyser quantitativement les structures spatiales dans la végétation terrestre et le rôle que ces structures jouent sur son fonctionnement ? Ce deuxième chapitre ne peut pas développer en quelques pages l'ensemble des méthodes d'analyse spatiale de la biosphère. Il vise plus humblement à placer un certain nombre de bornes conceptuelles et méthodologiques par un examen attentif des caractéristiques de la spatialité des objets constituent la végétation terrestre (2.1) avant de se concentrer sur la géographie des aires de répartition (2.2) et des écosystèmes (2.3) de sorte à pouvoir, dans le reste de ce volume, plus aisément rentrer dans le détail des méthodes que j'ai pu développer ou faire évoluer et celle pour lesquelles tels développements de méthodes sont en projet.

2.1. Mettre de l'ordre dans le semis de point chaotique de la végétation terrestre

Il nous sera ici nécessaire de poser trois bornes conceptuelles au raisonnement d'analyse spatiale de la végétation terrestre : définir l'individu en biogéographie (2.1.1), discuter des classifications en biogéographie (2.1.2) et recenser les difficultés d'une spatialisation rigoureuse de ces catégories (2.1.3).

2.1.1. Qu'est-ce que l'individu en biogéographie ?

Un individu est, étymologiquement, un élément que l'on ne peut diviser. Il s'agit de l'entité la plus petite, ne résultant d'aucune agrégation physique (les arbres de la forêt) ou conceptuelle (les paysages périurbains). Qu'est-ce que l'on ne peut pas diviser ? En partant de la végétation terrestre dans son ensemble et dans son immense complexité, jusqu'où descendre pour trouver la particule élémentaire en biogéographie ? La plante, l'animal et l'écosystème sont des réponses instinctives mais elles nécessitent une discussion.

Le postulat ici est que l'atome, la cellule et l'organe, sont des objets de niveaux inférieurs plus petits que l'individu biogéographique. Au-delà, nous avons la plante (et l'animal). L'individu est parfois facile à distinguer :

- Si je vois passer des oiseaux, mammifères, poissons ou araignées, je suis capable de les compter ce qui les identifie comme individus au même titre que je sais que je ne peux les diviser en différentes parties capables, chacune, d'une vie séparée.
- Si je vois une plante annuelle germer, je verrai un ou deux cotylédons, puis une tige et des feuilles, un jour une fleur (ou des fleurs) qui deviendront des fruits qui contiennent des graines qui pourraient être déposées ailleurs. Si je coupe cette plante annuelle son cycle de vie ne pourra pas se réaliser ce qui en fait, ici aussi, un individu.
- Si je coupe le rameau d'un arbre, je peux en revanche le bouturer. L'arbre peut donc être divisé en deux parties également viables. Un arbre n'est-il donc pas un individu ? La génétique semble confirmer cette affirmation puisqu'il a été démontré que le génome d'un arbre peut varier non seulement dans le temps (durant la vie d'un arbre) mais aussi dans l'espace entre les parties les plus éloignées du même arbre (Hallé, 1999).

En effet, la grande majorité des plantes sont composées de structures bien plus complexes que les plus simples plantes annuelles. Il en résulte notamment plusieurs branches ou plusieurs brins, qui, s'ils sont séparés ont une chance de pouvoir continuer à vivre séparément (boutures, clonage, marcottage). Il en va de même de la part des espèces coloniales du monde animal (coraux).

L'individu biogéographique est donc parfois un animal (espèces unitaires) ou une plante (espèces annuelles à unique méristème apical de la tige) parfois l'individu est le bourgeon d'un arbre ou un

polype du corail. La biogéographie étudie la répartition d'un nombre incalculable d'individus biologiques de niveaux variables, plus ou moins fixes, plus ou moins mobiles ; plus ou moins similaires, plus ou moins différents les uns des autres. Ces individus sont à la base des populations, des biocénoses et même s'il n'est pas toujours absolument nécessaire de mener les études à l'échelle où se distinguent les individus ; la juste conceptualisation de l'individu est une étape nécessaire à la juste spatialisation de l'objet d'étude.

Le deuxième objet d'intérêt biogéographique est le biotope dans lequel ces individus vivent. Là aussi, il s'agit avant tout de débiter par la définition de l'individu. Ici, la réponse instinctive est l'écosystème, niveau élémentaire de la totalité des emboitements scalaires des catégories biologiques. Cependant, ce point de départ pose deux problèmes pour une approche biogéographique. Premièrement, une question de limite ; deuxièmement, une question d'échelle.

Il est commode de considérer, pour définir l'écosystème, qu'il est homogène. Or, l'homogénéité signifie intrinsèquement que l'objet homogène est fini, limité dans l'espace. Il possède une discontinuité qui le sépare de l'écosystème voisin, lui-même homogène. Or, d'une part, le géographe qui va spatialiser correctement chaque variable écologique du biotope trouvera une grande majorité de variables qui varient de façon continue dans l'espace géographique à commencer par le gradient climatique. D'autre part, si certaines variables peuvent montrer des discontinuités dans leurs structure spatiale, il est très rare que plusieurs variables voient leur variation spatiale connaître des limites au même endroit. Enfin, se pose la question de la limite spatiale encore plus floue et encore plus complexe de la biocénose de cet écosystème, entre la mobilité de la faune et le caractère aléatoire des populations variables dans le temps (plantes annuelles, etc).

Pelt (2005) fait une remarquable démonstration de ce qu'est un écosystème en décrivant les études sur le marais de Kaw en Guyane. En observant le marais en saison sèche, y ont en effet d'abord été observés :

- Une zone marécageuse tropicale,
- Des eaux très acides,
- Un tapis flottant de hautes herbes et de nénuphars,
- Une importante population de Caïmans noirs,
- Quelques oiseaux,
- Aucun poisson en cohérence avec la forte couverture végétale dont la décomposition consomme l'oxygène nécessaire aux poissons,
- Très peu de phytoplancton,
- Présence de zooplancton connu pour alimenter les alevins des poissons,

De là, une question majeure se pose : que mangent les caïmans ? Que mange le zooplancton s'il n'y a pas de phytoplancton ? Qui mange le zoo plancton s'il n'y a pas de poisson ? En retournant observer l'hydrobiologie du marais en saison des pluies, ont été trouvés :

- des poissons qui se nourrissent de zooplancton,
- des poissons carnivores qui mangent les premiers.

La chaîne trophique est alors connue du zooplancton aux caïmans. Mais elle est encore incomplète, le turn-over de la matière organique aux producteurs primaire n'est ici pas possible. Dans des eaux avec une telle acidité et un taux aussi faible d'oxygène, le phytoplancton ne peut pas se former, donc ne peut pas nourrir le zooplancton dans des proportions suffisante pour que celui-ci devienne une nourriture suffisante pour les poissons, etc.

Une troisième mission, où s'ajoute l'ornithologie, a permis d'observer que de nombreux oiseaux sont présents en saison des pluies, contrairement au mois de décembre. Parmi ces oiseaux, se trouvent les

Hérons agami où a été ici observée la population la plus importante du monde. La population d'oiseaux s'explique par l'inaccessibilité de la zone pour la majeure partie des prédateurs d'oiseaux et la prédation par les caïmans des seuls prédateurs capable de rejoindre ce marais. Pour achever la compréhension de la chaîne trophique deux observations ont été nécessaires

- Ces oiseaux ne se nourrissent pas dans le marais de Kaw, ils y nichent seulement.
- Ces oiseaux produisent des quantités importantes de déjections riches en sels nutritifs. Ces sels stimulent la photosynthèse du phytoplancton à certaines périodes de l'année, ce qui double ou triple le volume d'oxygène dans l'eau permettant ensuite le fort développement du phytoplancton.

Comment cet exemple, sur lesquels je fais travailler les étudiants de première année pour leur faire découvrir la complexe notion d'écosystème, illustre-t-il mon positionnement de recherche ?

Premièrement, pour répondre à la question posée dans ce chapitre de la spatialisation de l'écosystème. Comment délimiter spatialement la combinaison d'un biotope et d'une biocénose si tout l'écosystème s'appuie sur la migration d'oiseaux qui se nourrissent en dehors de l'écosystème ? La végétation terrestre n'étant qu'un immense en chaotique système aux innombrables interactions, le biogéographe peut-il cartographier un écosystème ? Si oui comment ? Selon quelle définition spatialisée de l'écosystème ?

Deuxièmement, cet exemple est une explication de mon intérêt d'une part pour l'interdisciplinarité au sein des sciences naturelles (en plus de mon interdisciplinarité vers les sciences sociales) et de mon intérêt pour les études, sinon pluri saisonnières, du moins de temporalité adaptée.

2.1.2. La nécessité de la catégorie et de l'emboîtement des catégories pour les êtres vivants

Avec de telles définitions des individus composant la biosphère, celle-ci apparaît comme un nuage de point immensément complexe où une quantité innombrable d'individus, tous différents, couvrent la terre. Face à une telle complexité, l'une des tâches du scientifique est d'essayer d'y mettre de l'ordre. Pour cela, il est possible de concevoir des catégories d'individus et d'emboîter ces catégories entre elles. Cet exercice a été mené de longue date pour la faune et la flore.

On regroupe depuis les travaux de Linné les individus en espèces, comme principal maillon de cette classification emboîtée. Qu'est-ce qu'une espèce ? Tout d'abord il faut rappeler que l'espèce est, dans le monde végétal, le niveau de taxonomie de la quasi-totalité de mes études, le niveau où est définie l'aire de répartition, la niche écologique, le statut de vulnérabilité, etc. Les espèces sont donc prises comme des entités fixes définies dans l'espace, à un moment donné du moins (McCarthy, 2009).

Or, premièrement, ceci est rendu compliqué lorsque l'on passe à des échelles temporelles qui nécessitent d'intégrer les processus évolutifs. En effet, le seul exemple bien connu où les espèces sont clairement bien différenciées dans le temps est l'Homme. *Homo habilis*, *Homo ergaster*, *Homo erectus* sont considérés comme des espèces qui se sont succédées dans le temps par l'anagénèse. Deuxièmement, même si je ne travaille ni aux échelles temporelles de l'évolution génétique des espèces ni sur les relations entre génétique et biogéographie, il n'est pas moins nécessaire de donner une définition rigoureuse du concept d'espèce. Pour ceci, un exemple zoobiogéographique (ici aussi issu de mes enseignements et non de mes recherches) permet de discuter la définition de l'espèce : une salamandre nord-américaine, le taxon *Ensatina* autour de la vallée centrale de Californie (Fig. 2). Ce cas d'étude est tiré de McCarthy (2009).

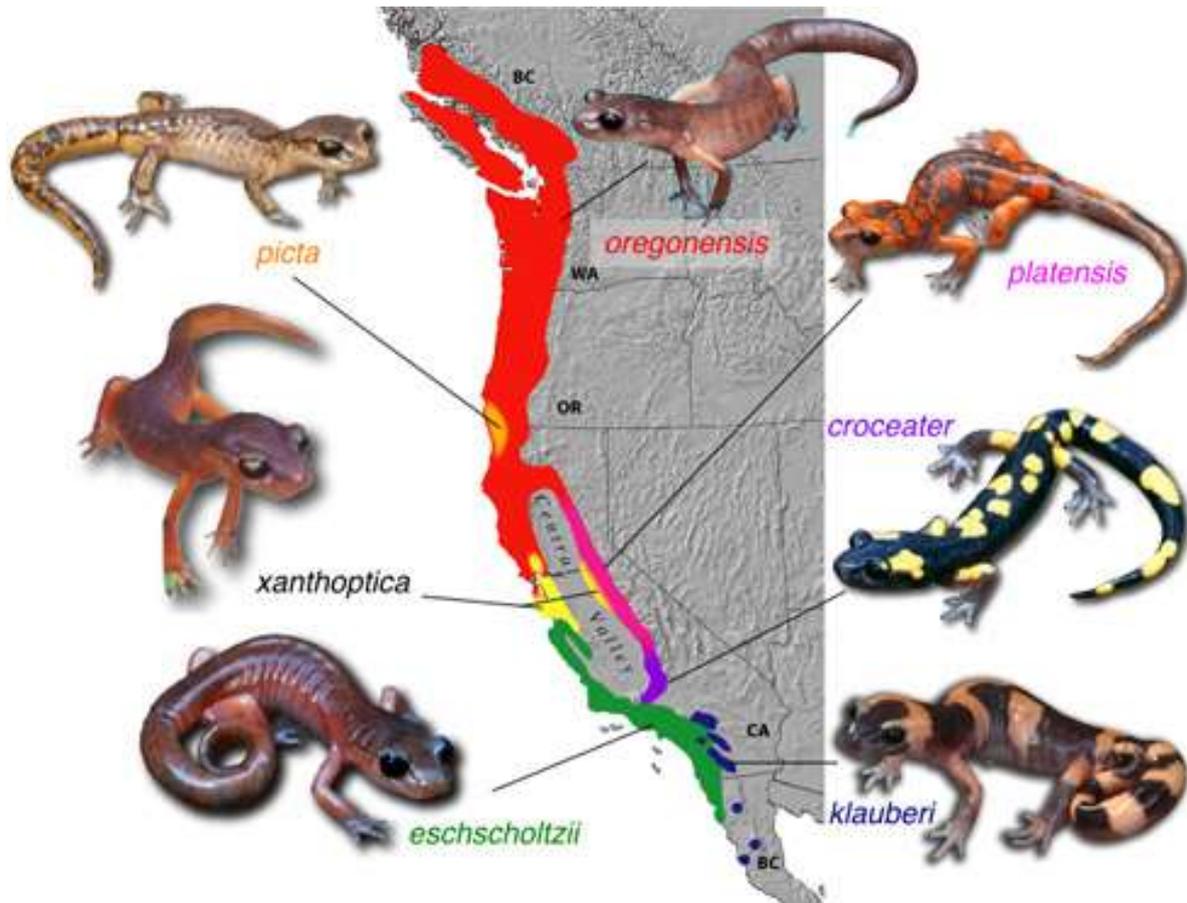


FIGURE 4 : CARTE DE LA REPARTITION DU GENRE *ENSATINA*. [HTTP://EVOLUTION.BERKELEY.EDU/](http://evolution.berkeley.edu/)

La figure 4 peut se lire de la manière suivante : à l'extrême sud-est se trouve l'espèce ou la sous-espèce *Ensatina klauberi* dont l'aire de répartition est connexe à la deuxième espèce ou sous-espèce *E. eschscholtzii*. Ces deux groupes sont capables de se reproduire entre elles, non pas de s'hybrider en générant des individus stériles mais bien de se reproduire. Ne présentant pas de barrière de fécondité, il s'agit, selon la définition consensuelle de l'espèce, d'une seule espèce ; ce seraient donc deux sous-espèces. Au nord de l'aire de répartition de *E. eschscholtzii*, celle de *E. xanthoptica* est contiguë. Ici aussi, les salamandres de ces deux sous-espèces se reproduisent entre elles. Plus au nord, et toujours de façon contiguë, débute l'aire de répartition de *E. oregonensis*. Aucune barrière de fécondité entre ces deux dernières n'a lieu non plus. Au sein de l'aire de répartition de *E. oregonensis* se trouve une petite région où se trouve *E. picta* et ces deux espèces se reproduisent entre elles également. A l'est de la Vallée Centrale nous avons donc une succession de trois sous-espèces : *E. eschscholtzii*, *E. xanthoptica* et *E. oregonensis*. Les montagnes qui entourent la vallée centrale se prolongent vers le Sud à l'est de la vallée où l'aire de répartition de *E. oregonensis* touche celle de *E. platensis*. Toujours aucune barrière de fécondité ne se trouve entre ces deux sous-espèces voisines. Plus loin vers le sud l'aire de *E. platensis* est voisine de celle d'une autre sous-espèce : *E. croceata*. Ces deux espèces peuvent se reproduire entre elles aussi. Ces huit sous-espèces ont progressivement colonisé ces montagnes dans l'ordre où je les ai présentées en se diversifiant légèrement en sous-espèces mais apparemment sans jamais connaître de barrière de fécondité. Or, *E. croceata* occupe une aire de répartition qui touche celle de *E. eschscholtzii* citée au début de cet exemple. Cependant, ces deux sous-espèces ne peuvent pas se reproduire entre elles. Ici la barrière de fécondité est réelle.

Selon la définition prise ci-dessus, il s'agit de deux espèces et non de deux sous-espèces. *Ensatina* n'est donc ni totalement un genre divisé en espèces ni une espèce divisée en sous-espèces, cette variation clinale (« espèce en anneau » pour une mauvaise traduction de l'anglais) une démonstration de l'imperfection du concept d'espèce, ce, dans une lecture biogéographique. Cet exemple rappelle

encore une fois le rôle que la biogéographie joue dans les processus de diversification et d'évolution. Or, l'espèce apparaît comme le niveau le mieux défini de la classification du vivant ! En effet, les familles, ordres, classes etc., ont été complètement refondues du passage de la classification linnéenne naturaliste à la classification phylogénétique. Les catégories que la science cherche à mettre en place sont donc imparfaites et les confronter à l'espace géographique est, pour le géographe, une bonne façon de savoir si et dans quelle mesure considérer une classification comme adaptée ou non à l'analyse spatiale.

D'autres catégories sont nécessaires en biologie et en biogéographie et chacune mérite une réflexion sur la validité spatiale de la construction de ces catégories. Pour ne prendre que deux exemples :

- La description d'un réseau trophique nécessite de scinder les espèces en producteurs consommateurs, phytophages et carnivores, carnivores de premier et de deuxième ordre, etc.
- La biogéographie descriptive et systématique s'appuie beaucoup sur la notion de types biotiques pour le monde végétal avec les classifications comme celle de Raunkier (1934).

Les catégories en écologie sont une autre commodité de la biogéographie, l'attribution des espèces à des affinités (calcicoles et calcifuges) ou à des étages altitudinaux sont la base du raisonnement ; le « B.A BA » de la biogéographie et de l'écologie. Ces catégories sont enseignées à l'université de façon omniprésente, elles se retrouvent dans la recherche de façon fréquente et elles sont appliquées à la gestion de la biodiversité avec par exemple le réseau Natura 2000 de la directive Habitat de l'Union Européenne qui utilise le système phytosociologique. L'omniprésence de ces catégories emboîtées de l'espèce-genre-famille, à l'écosystème-écocorégion, mérite ici un regard critique qui m'amène à la question posée au paragraphe suivant.

2.1.3. Ces emboîtements sont-ils « biogéographiquement » valables ?

La confrontation de la nécessité d'organiser le « chaos biogéographique » avec une application rigoureuse de l'analyse spatiale génère un grand nombre de questionnements auxquels ce volume espère contribuer à apporter quelques éléments de réponse.

- La géographie de la population

La population est, en écologie, un ensemble d'individus d'une même espèce vivante se perpétuant dans un territoire donné (Duquet, 1993). Ce concept est central en biologie puisque la « biologie des populations » est l'intitulé d'une sous-discipline de l'écologie. Or, en biogéographie, cette échelle d'analyse de la végétation terrestre est très rare. En effet, rigoureusement pris au sens géographique, le « territoire » de la population est très mal défini. En effet, ce territoire est souvent une simple commodité dans le raisonnement. Par exemple, il est souvent étudié la population à l'échelle d'une unité administrative parce qu'il s'agit d'une commande de l'unité en question (les loups en France, la population de *Ophrys Bertolonii* dans le département des Alpes Maritimes, les chamois dans le Parc National du Mercantour). C'est également le cas lorsque l'on travaille avec une base de données limitée dans l'espace et cet espace devient, de fait, celui de la population.

Cette spatialisation de la population n'est donc pas une spatialisation rigoureuse, ces utilisations limitées à une unité administrative ou à une base de données limitée dans la totalité des cas où les échanges biologiques dépassent la limite en question. Seuls les cas où la population est réellement isolée (population « insulaire » d'une espèce peu mobile) sont une spatialisation rigoureuse de la population.

- La géographie de l'espèce

L'échelle biologique supérieure à la population est celle de l'espèce. La spatialisation est à ce niveau celle de l'aire de répartition qui fait l'objet d'un développement ci-après.

- La géographie de la communauté – de la biocénose

La biocénose comme la communauté végétale sont des entités biologiques regroupant plusieurs espèces. Comme la population, ce sont des concepts majeurs de la biologie, constituant plus un cadre conceptuel qu'un objet de recherche en biogéographie (Braque, 1987 ; Rougerie, 1988). Ici, nous avons un cas où la biogéographie a participé à une importante remise en question de ces concepts ou de leurs applications. En effet, si l'on prend l'exemple de la phytosociologie, elle fut omniprésente en écologie végétales pendant plusieurs décennies, et fut même à la base de programmes de conservations majeurs (Natura2000). Elle est aujourd'hui assez fortement critiquée. La discussion évoquée plus haut sur la continuité et discontinuité est l'un des éléments qui a contribué à remise en question de la phytosociologie.

- La géographie des écorégions

Ici, nous avons affaire à une échelle et un objet sur lequel cet exercice de spatialisation-discrétisation est bien plus classique bien plus fréquemment mené en biogéographie (Olson *et al.*, 2001 ; Tappan *et al.*, 2004 ; Burgess *et al.*, 2004) et ne pose guère de problème, en mettant encore une fois en lumière le caractère imparfait, mais du moins cohérent ici, de placer une limite nette dans un gradient phytoclimatique. C'est, en ce qui concerne mes propres travaux, un exercice qui m'est arrivé de mener à plusieurs reprises sur une base de télédétection appliquée à la phénologie pour différencier les écorégions en fonction de grands types de rythmes de l'activité photosynthétique (Andrieu, 2009 ; Andrieu *et al.*, 2009). Ces travaux seront détaillés ci-dessous accompagné de travaux en cours de reviewing.

- La géographie des paysages

L'emboîtement des catégories de paysages est l'une des questions de recherche fondamentale qui, en filigrane et indépendamment des recherches ponctuelles et cadrées par les programmes et contrats, m'a occupé le plus de temps de réflexion et de travail.

Tout a débuté lors d'une discussion avec l'un de mes principaux « maîtres spirituels » Michel Godron, qui, 30 ans après avoir fondé l'écologie du paysage dans sa forme moderne et quantitative, pose à presque tous ceux qu'il rencontre les questions suivantes :

« Dans votre zone d'étude, combien de paysages peut-on observer ? Comment distingue-t-on ces paysages ? Peut-on établir une typologie de ces paysages ? Si oui, combien de types de paysages comprend votre zone d'étude ? Peut-on établir une classification hiérarchique de ces paysages ? »

Or, ici, c'est la toute première question et l'articulation de la première et de la deuxième qui posent le problème le plus complexe en termes d'entités biogéographique emboîtée. Puis-je délimiter spatialement de façon rigoureuse un paysage en le séparant du paysage voisin ? Cette question m'a poussé à rechercher une application spatiale de la définition de paysage de Godron sous forme d'entités spatiales continues et définies. C'est tout d'abord dans le cadre de l'ANR FLOODSCALE qu'une question similaire m'a été posée à l'échelle non plus du paysage mais des unités de versant. Les méthodes de délimitation des versants et de typologie des versants (Andrieu, 2016) ont été transposées aux paysages et les réponses à cette question seront développées ci-dessous.

En résumé caricatural, l'individu est variable et mal défini, comme l'est l'espèce et les classifications les plus utilisées ne supportent guère l'épreuve du feu d'une rigoureuse spatialisation. En conclusion constructive il s'agit d'avoir conscience des limites des grands systèmes de pensée naturaliste et s'interroger avant d'appliquer des analyses spatiales à des objets de spatialité mal définie. Pour aller plus profondément dans ces questions, le sous-chapitre suivant (2.2) traite de la géographie de l'aire de répartition des espèces.

2.2. Géographie de l'aire de répartition

La géographie de l'aire de répartition est un des objets fondamentaux de la biogéographie. Où vit chaque espèce ? Pourquoi vivent-elles chacune précisément en ces lieux-là ? D'une part, cela constitue la question première en recherche fondamentale, dans le sens où si un jour la biogéographie dans sa composante naturaliste pouvait cartographier à la perfection et expliquer chaque aire de répartition, elle aurait en quelque sorte « fini son travail ». En même temps, la lutte contre l'érosion de la biodiversité nécessite, elle, une mise à jour des aires de répartition au fur et à mesure que celles-ci se réduisent par la destruction des habitats, se modifient par le réchauffement du climat, s'étendent par la circulation de plus en plus rapide et de plus en plus fréquente des hommes, des autres animaux et des plantes d'un continent à l'autre. Premièrement, je souhaite essayer de donner une meilleure définition d'aire de distribution que ce qui est donné actuellement (2.2.1). Ensuite, deux approches de recherche m'ont permis de développer des méthodes d'analyse spatiales des aires de répartition. La première est une approche de terrain en grands transects régionaux avec analyses statistiques sur la localisation des présences observées et les conditions de milieux des observations de présence et d'absence (2.2.2). La deuxième est une approche d'analyse spatiale permettant par spatialisation des niches écologiques de modéliser des aires de répartition.

2.2.1. Mieux définir l'aire de répartition

Avant tout, il convient de constater qu'aucune définition formelle satisfaisante d'aire de répartition n'a jamais été donnée par la biogéographie (ni la biologie).

Partons de la définition du dictionnaire de biogéographie végétale (Da Lage et Métaillé, 2015) : « Portion de la surface terrestre occupée par une unité taxonomique donnée ». Sans donner plus de corps à la définition, les auteurs donnent une typologie d'aires. Cette définition très courte et assez floue associée à la typologie des aires est ce qui se retrouve par exemple dans les manuels de biogéographie, les sites de vulgarisation scientifique etc. Or, si une définition peut être courte et précise, celle-ci mériterait, selon moi, un net développement. Qu'est-ce qu'on entend par « occuper » ? Quelle importance donnée aux îlots d'absence au sein de l'aire et aux petits îlots de présence au-delà de l'aire ? Comment enrichir la définition de cas tels que les milieux et les lieux viables pour le taxon et où il est absent à un moment donné pour cause, par exemple, de la concurrence interspécifique ? Je partage l'affirmation de Simon (2006) quand il écrit : « il n'est jamais précisé ce que l'on entend par aire de répartition naturelle ».

Dans les manuels de biogéographie française, on ne retrouve aucune formalisation conceptuelle ni spatiale de l'aire de répartition mais seulement des typologies d'aires de répartition (Veyret, 2002 ; Le Cœur, 1996) la meilleure synthèse sur les aires de répartition est sûrement celle de Lacoste et Salanon (1969). Elle distingue les aires globales, circumterrestres et limitées (ou endémiques). Les aires globales sont présentes dans le monde entier, tous continents, toutes latitudes. Les aires circumterrestres sont des espèces dont l'aire de répartition est transversale aux continents mais limitées à une bande latitudinale donc étroitement associée à un climat. Les aires limitées ou endémiques sont définies comme des aires de répartition bien délimitées en latitude et en longitude, ce qui peut inclure une espèce couvrant un entier continent par exemple. Cette définition à-échelle de l'endémisme est discutable dans l'approche de biologie de la conservation qui accorde une grande

place aux aires que l'on pourrait définir « endémiques strictes » pour compléter cette définition incluant des endémiques de très petite échelle. En effet, les espèces endémiques restreintes à une petite région, sont un enjeu de conservation majeur car la destruction de leur habitat en provoque très vite une extinction. Il faut sortir de la biogéographie et chercher dans l'écologie pour une définition scalaire de l'endémisme avec Godron (1984) qui définit l'endémisme comme une aire de répartition de taille inférieure à la taille moyenne des aires de répartition. (Mais il nous reste encore à calculer cette taille moyenne !). Cependant, la typologie des aires n'aide pas à une bonne conceptualisation de l'aire.

L'aire de répartition est selon moi un concept simplificateur de la complexité biogéographique. Tentons de lui donner une définition qui permette de réaliser une cartographie satisfaisante d'une aire de distribution. Si une répartition est un ensemble de présences à un temps T, l'aire de répartition est le(s) polygone(s) complexe(s) qui entoure(nt) la totalité des présences. Or, si certaines répartitions sont denses et bien délimitées rendant cette simplification facile ; la majeure partie des répartitions est faite de semis de points diffus avec isolats, lacunes etc. D'une part, en son sein, se trouvent de nombreux lieux où l'espèce est absente. Il peut s'agir, soit de milieux ponctuellement différents où elle ne peut s'implanter, soit de milieux où elle pourrait s'implanter et où elle ne l'a pas fait au moment de l'observation.

Il convient dès lors de décider si l'on spatialise la niche écologique d'une espèce, c'est-à-dire l'ensemble des lieux qu'elle peut coloniser ou l'aire de répartition au sens de l'ensemble des lieux effectivement colonisés. La très grande majorité des travaux portant sur les aires de répartition, non seulement ne fait pas cette distinction mais spatialise des niches écologiques en les considérant comme des aires de répartition (Casazza *et al.*, 2010 ; Lenoir *et al.*, 2008 ; Guisan et Thuillier, 2005).

D'autre part, il est fréquent de trouver quelques individus très ponctuellement isolés loin de l'ensemble des autres présences. Soit le milieu est strictement identique à celui du reste de l'aire de répartition « principale », soit une exception peut s'observer (espèce relique, acclimatation anthropique). Dans le premier cas, la spatialisation de l'aire de répartition même à l'étape de modélisation de la niche écologique détecte l'isolat (s'il est compris dans la zone d'étude) et permet de cartographier une aire de présence disjointe. Dans le deuxième cas de figure, si les présences « anormales » sont recensées dans l'échantillon, la niche spatialisée va s'étendre excessivement englobant les milieux de l'aire de répartition principale, ceux de l'anomalie et tous les intermédiaires. Si, au contraire, ces présences « anormales » ne sont pas référencées, il n'est guère possible d'en calculer l'appartenance à une aire de répartition.

Ainsi, il est aujourd'hui nécessaire de poser les bases d'une meilleure définition qui prennent compte des échelles (en particulier des échelles des isolats d'absences dans l'aire et ceux de présence hors), qui distingue l'aire de viabilité de l'aire de répartition en réalisant non une typologie des aires mais une typologie des absences et dictant les règles d'inclusion ou d'exclusion des différentes formes d'absences dans une aire de répartition.

Concernant la géographie de l'agencement des aires de répartitions, il est intéressant de soulever deux manuels. Premièrement, l'introduction du chapitre 10 intitulé « La biosphère, continuum de végétation, ou mosaïque ordonnée d'unités discrètes » de R. Braque (1987) offre un brillant exemple, de soit de mauvaise foi scientifique, soit d'aveuglement paradigmatique, à tel point que l'étude de ce texte est un exercice que je donne assez régulièrement aux étudiants de licence pour les exercer à avoir un regard critique sur la rédaction scientifique. Braque explique en effet, dans un premier paragraphe et la moitié d'un deuxième que chaque espèce possède, de par son patrimoine génétique propre, une niche écologique propre et donc une aire de répartition qui lui est unique. Après ces lignes constituant une remarquable démonstration de la thèse continuiste, l'auteur écrit la phrase suivante « L'idée d'une écologie distincte de chaque taxon est tout à fait défendable dans l'absolu ; mais elle ne justifie pas la valeur universelle accordée par certains de ses partisans au concept de continuum, qui

apparaît au contraire comme un cas limite » et, sans aucune cohérence avec les lignes précédentes affirme, sans aucun argument, que le continuum n'est qu'une impression ressentie et qu'au contraire, les espèces s'agencent en communautés et présentent des limites d'espèces qui leur sont communes. Postulat sur lequel l'entier manuel développe son approche phytosociologique.

Deuxièmement, le manuel de Alexandre et Génin (2012), accorde une place importante à la démonstration de la thèse continuiste. A travers l'examen de la complexité des aires de répartition si l'on tient compte de leur dimension temporelle (exemple du Chêne vert), des discussions rigoureuses sur les concepts, les approches et les auteurs (synthèses sur la pensée phytosociologique vs l'école du Winconsin, et de nombreux exemples issus de leurs recherches (Transitions floristiques péri-méditerranéennes).

2.2.2. Méthodes d'observation de terrain des aires de répartition par les grands transects régionaux.

Les transects régionaux et continus pour étudier la structure spatiale de la flore ont constitué mon initiation à la recherche en maîtrise (Andrieu, 2004), lorsque les biogéographes « continuistes » de l'école de Michel Lecompte (dont les auteurs du manuel précédemment cité) réalisaient, presque en série, ce genre de méthodes, précisément pour discuter les questions de discontinuité dans la répartition des espèces. Les transects réalisés du Queyras au Pô, des Baronnies aux Alpes de Haute Provence, dans les Cévennes, ou au Maroc constituaient un ensemble d'études de terrain visant à la démonstration de la théorie continuiste. Pour ce faire, il était nécessaire de délimiter, du moins le long d'un ligne échantillon (en deux dimensions, l'axe du transect et l'altitude) un certain nombre de limites d'espèces (à l'échelle macrorégionale). La co-occurrence de ces limites d'aires dans l'espace était activement recherchée et comparée à un échelonnement régulier des limites dans l'espace. Lorsque des seuils biogéographiques étaient décelés (allant des légères solutions de continuités à de véritables révolutions floristiques) les seuils climatiques correspondant étaient alors mis en évidence (Alexandre et al., 1998b). Ma participation au transect allant des Baronnies aux Alpes de Haute Provence, tant sur le terrain que dans les analyses statistiques, avait permis de présenter une chaîne de traitements originale en analyses fréquentielles associées à la théorie de l'information.

Sans reprendre ni lister l'ensemble des calculs effectués ou publiés issus d'analyses fréquentielles associées à la théorie de l'information il est possible d'en illustrer deux étapes sur deux sites d'études différents. Le transect, d'axe Nord Sud sur 160 km, réalisé au Sénégal et en Gambie peut être considéré comme en une seule dimension étant donné l'absence de relief. Les analyses de ce jeu de données ont permis de démontrer que les espèces forment un gradient quasiment parfait avec un échelonnement très régulier des espèces du nord (sec) au sud (humide) (Andrieu, 2013). La figure 5 montre une sélection d'espèces de répartition septentrionales, avec les valeurs du calcul de l'information délivrée par la connaissance de la limite de répartition décrite ci-dessous. Il s'agit de calculer d'une part le nombre de présences observées, le nombre total de relevés et la position de la première ou de la dernière présence observée.

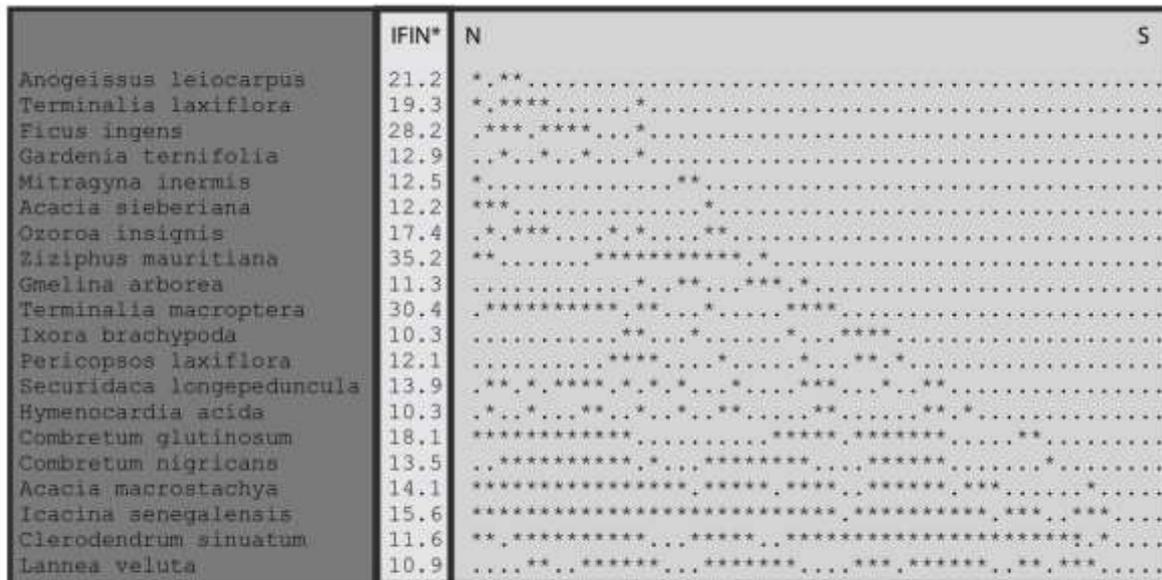
$$\text{soit} \quad H = \log_2 \frac{C}{S} F$$

en appelant S le nombre de segments et F le nombre de présences de l'espèce.

La première étape de l'analyse de la structure horizontale des présences consiste à voir la localisation de la première présence de l'espèce. Quand on a appris le début des présences, l'indétermination qui reste au sujet des positions des présences de l'espèce dans les segments qui restent est le nombre de combinaisons des présences au sein de l'aire de répartition (au moins jusqu'à la limite de l'échantillon). La réduction de l'indétermination est une quantité d'information, qui est très exactement l'information acquise quand on observe la position de la limite d'aire. La formule générale est :

$IDEB = H - \log_2 C_{S-D}^{F-1}$
 en appelant S le nombre de segments, F la fréquence de l'espèce et enfin D la position du début.

Dans la figure 5, l'espèce dont la limite méridionale apporte la plus grande information est le Jujubier (*Ziziphus mauritiana*) avec 51 relevés (ici paires de relevés), 14 présences observées entre le nord du transect et le 22^{ème} relevé. La probabilité que 14 présences sur 51 relevés se répartissent dans les 22 relevés les plus au Nord était la plus faible de cet échantillon. Son observation est la démonstration que cette espèce présente une aire de répartition densément remplie avec une limite nette latitudinale, climatique, du moins là où le transect l'a échantillonné.



*Information de limite méridionale : indice de septentrionalité

FIGURE 5 : ESPECES SEPTENTRIONALES ORDONNEES PAR LA VALEUR DE L'INFORMATION DE LA LIMITE MERIDIONALE SUR UN TRANSECT NORD/SUD AU SENEGAL (ANDRIEU ET ALEXANDRE, 2011)

Les analyses de géographie botanique sont généralement une va et vient entre, d'une part, les analyses espèce par espèces, qui sont difficiles à rendre lisibles et encore moins pédagogiques et, d'autre part, des synthèses de l'ensemble du corpus étudié. Or, rares sont les calculs portant sur tout un corpus et qui apportent une grande information géographique en un seul résultat. Le calcul de la limite optimale en est un. Ce calcul mesure l'homogénéité de deux parties du transect, de façon répétée à chaque césure (sur un transect de 100 relevés d'axe est-ouest : 1 relevé est - 99 relevés ouest ; 2 relevés est - 98 relevés ouest ; ... ; 99 relevés est - 1 relevé ouest). Pour illustrer le calcul, reprenons l'exemple de la répartition de la Raiponce *Campanula rapunculus*, dans le transect des Baronnes (Godron et Andrieu, 2013) :

Est	Ouest
. 1 1 . 1 1 . 1 1 1 1 0	
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26	

Pour la première césure, entre le premier et le deuxième segment, la partie du transect située à l'est de la limite est constituée d'une absence observée et la partie située à l'ouest contient 8 présences sur 25 segments. La mesure d'hétérogénéité de la partie occidentale et de la partie orientale, pour la première limite, grâce à la formule de Brillouin :

L'hétérogénéité de la partie occidentale vaut :

$$\log_2 C_1^0 = 0 \text{ binons}$$

L'hétérogénéité de la partie orientale vaut :

$$\log_2 C_{25}^8 = 20,045 \text{ binons}$$

Puisque l'hétérogénéité totale de la ligne vaut :

$$\log_2 C_{26}^8 = 20,575 \text{ binons}$$

La valeur de la limite placée à la première césure vaut :

$$20,575 \text{ binons} - (0 \text{ binons} + 20,045 \text{ binons}) = 0,53 \text{ binons}$$

Je passe sur la répétition du calcul à chaque césure ; jusqu'à la limite optimale. En effet, la valeur de la 16^{ème} limite est :

$$\text{soit } \begin{aligned} & 20,575 \text{ binons} - (\log_2 C_{16}^1 \text{ binons} + \log_2 C_{10}^7 \text{ binons}) \\ & 20,575 - (4 \text{ binons} + 6,907 \text{ binons}) = 9,668 \text{ binons.} \end{aligned}$$

C'est la limite optimale puisque la valeur de la limite va décroître avec les césures au sein de la répartition de la Raiponce.

L'extensivité de l'information nous autorise à faire ensuite la moyenne des valeurs des limites pour toutes les espèces et pour toutes les césures. Dans les Baronnies (figure 6), nous observons d'ouest en est un relief aux altitudes basses à moyennes assez accidentée vers l'Ouvèze, se trouve ensuite une zone d'altitudes moyennes assez plane selon cet échantillon suivi de quelques sommets assez hauts et une rapide descente vers de basses altitudes vers la Durance. La limite optimale croît rapidement de la première à la 23 césure, stagne légèrement et reprend la croissance jusqu'à la 31^{ème} césure qui constitue la limite optimale entre l'ouest assez nettement méditerranéen et l'est plus montagnard.

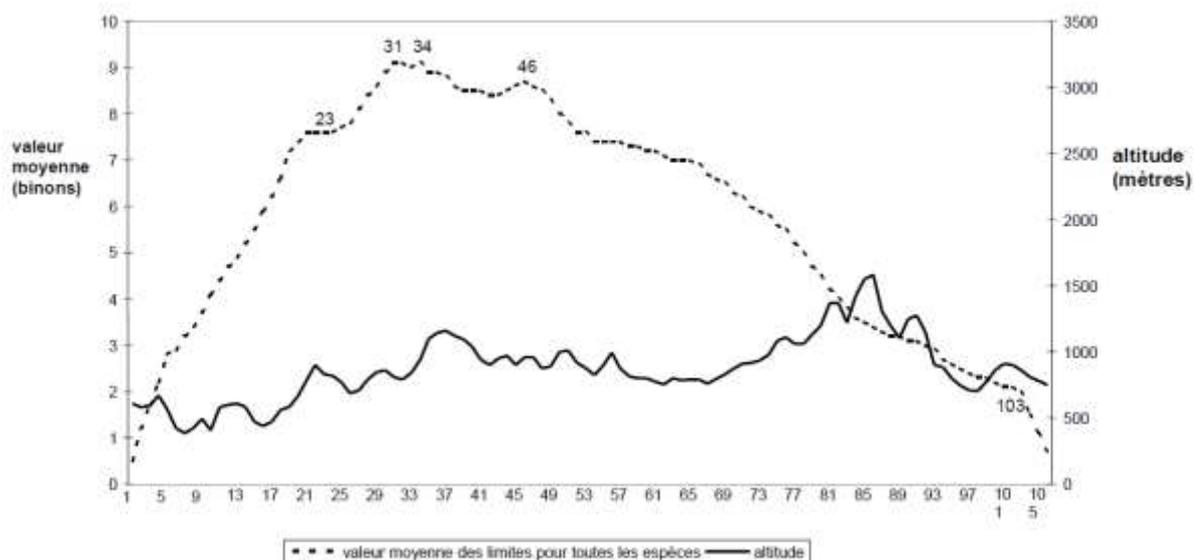


FIGURE 6 : COURBE DE LA LIMITE OPTIMALE POUR LA FLORE DES BARONNIES SUR UN AXE EST-OUEST (GODRON ET ANDRIEU, 2013)

Ces grands transects sont chronophages pour la phase de terrain mais constituent des jeux de données exceptionnels (par leur échantillon en continu et par leur échelle régionale) pour les questions de répartition. Ils ne permettent pas, en général, à cette échelle, de cerner les deux limites des aires de répartition mais s'ils échantillonnent une région de transition phytoclimatique, permettent de spatialiser un ensemble de limites d'aires.

La réalisation d'un transect entre le littoral azuréen, un sommet du Massif Argentera-Mercantour-descente vers la plaine du Pô a débuté à l'été 2016. D'une part celui-ci apportera à l'ensemble des grands transects régionaux méditerranéens un cas complet du climat thermo-méditerranéen au climat alpin, si ce n'est nival. D'autre part, il apportera un cas à part où la succession des climats en altitude se fait sur une distance géographique très réduite, dont les modalités de structuration des aires de répartition ne sont pas encore connues dans le détail. Enfin et surtout, ce projet est celui qui devrait permettre une fusion des anciennes méthodes de ma formation et des nouvelles méthodes d'analyse spatiale géomatique en cours de développement et appliquées à la question de l'impact du changement climatique sur les aires de répartition des espèces dont la première étape est développée ci-après.

2.2.3. La modélisation d'une aire de répartition

La définition de Da Lage et Métaillé (2015) se termine par la note suivante « l'étude des aires nécessite une expression cartographique ». Je ne puis être plus d'accord. La question de recherche sur la spatialisation d'aires de répartition⁷ m'a été posée, pour la première fois, par deux collègues travaillant sur la Baie du Mont Saint-Michel et les espèces hydro-halophytes des marais salants. L'une possédait un ensemble de relevés floristiques en transects d'axe terre-mer, l'autre possédait une base de données altimétrique et une couverture de photographie aérienne de grandes qualités. J'ai proposé, dès lors, une méthode de classification par ensembles flous sur la base des points d'observation des espèces, pondérées par la fréquence locale des espèces, avec, pour base spatiale, à la fois l'altitude comme principale variable écologique et la photographie aérienne où certaines espèces dominantes pouvaient être, dans une certaine mesure, détectées (Bilodeau *et al.*, 2008).

L'organigramme (figure 7) montre l'ensemble des analyses d'images permettant de retirer le maximum d'information de l'orthophotographie : couleurs et textures à différentes échelles. Il montre ensuite le traitement par classification d'ensemble flous et les seuillages pour la réalisation cartographique.

⁷ Il s'agit ici pour être précis de répartition de populations à une échelle locale et non de répartition à l'échelle de l'aire de l'espèce. Cependant la méthode n'en reste pas moins ici intéressante à présenter.

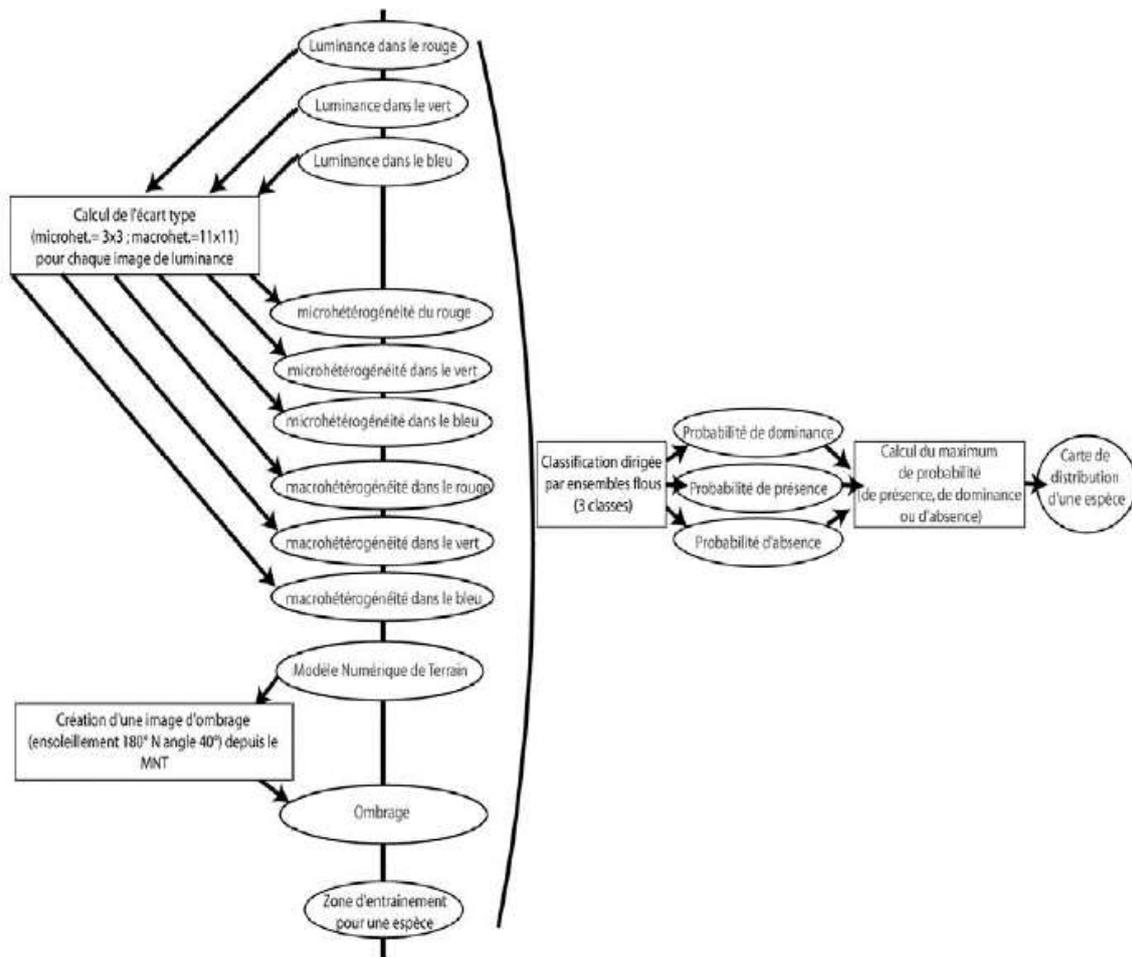


FIGURE 7 : ORGANIGRAMME METHODOLOGIQUE DE LA CARTOGRAPHIE DES ESPECES DANS LES VASIERES DU MONT-ST-MICHEL. (BILODEAU ET AL., 2008)

Figure 8, on peut voir le résultat de la classification par ensemble flous, pour *Halimione portulacoides*. La carte A montre le degré d'appartenance à la classe espèce dominante, la carte B montre le degré d'appartenance à la classe espèce présente et la carte C montre le degré d'appartenance à la classe espèce absente. La carte D est une composition colorée combinant les trois premières images dans l'ordre rouge, vert et bleu. Cela donne à la fois une carte de synthèse où les secteurs de forte probabilité de présence ou dominance apparaissent mais respecte une sémiologie continue dans les couleurs et dans l'espace réaliste au regard de la répartition des espèces observées sur le terrain.

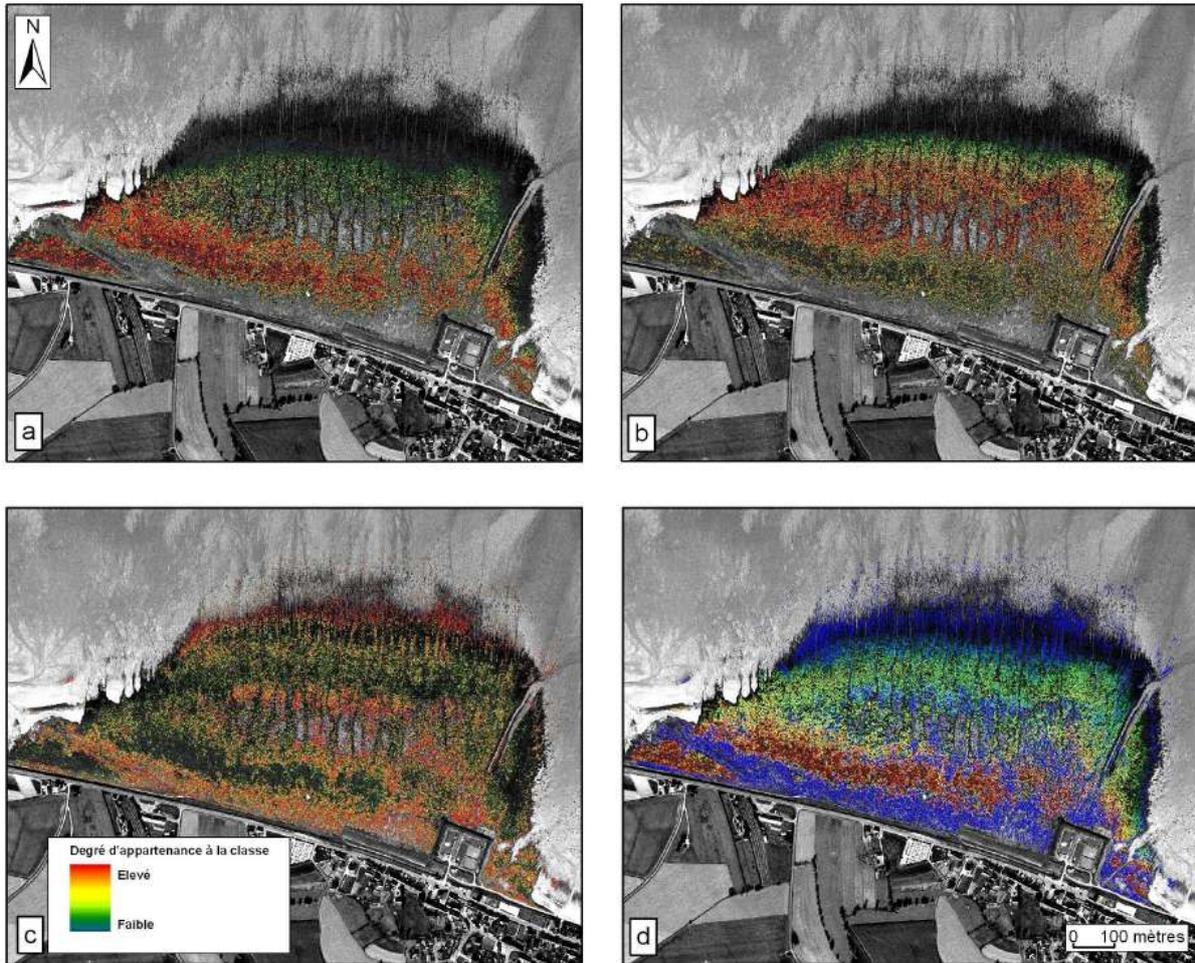


FIGURE 8 : RESULTATS DE LA CLASSIFICATION PAR LES ENSEMBLES FLOUS POUR L'ESPECE *HALIMIONE PORTULACOIDES* (BILODEAU ET AL., 2008)

Quelques années plus tard, dans le cadre du contrat de recherche entre le Parc National du Mercantour et l'UMR ESPACE autour des études de biogéographie nécessaires au dossier d'inscription sur la liste du patrimoine mondial de l'humanité de l'UNESCO, un besoin s'est présenté de cartographier des aires de répartition. Pour un tout petit nombre d'espèces endémiques, certains collègues biologistes avaient déjà produit des cartes présentant un polygone digitalisé approximativement sur la base de l'ensemble des présences connues de l'espèce. Or, d'une part, il était nécessaire de réaliser de telles cartes pour un grand nombre d'espèces aux répartition parfois complexes et dont les points d'observation n'étaient pas réunis dans une base de données permettant un tracé manuel de polygone englobant toutes les présences connues. Par chance, j'ai eu l'occasion de pouvoir travailler avec les données de la base SILENE Flore (Système d'Information et de Localisation des Espèces Natives et Envahissantes) à ce moment, grâce aux réseaux de chercheurs et d'aires protégées de ce projet. Contrairement à l'exemple précédent sur le Mont-St-Michel, d'une part, il n'est pas possible de détecter les espèces par la télédétection mais, en revanche, une base de données écologique plus complète a pu être mise en place avec climat, géologie, topographie. Il m'a donc été possible de tester des algorithmes de modélisation d'aires de répartition que je vais présenter ici.

Lors de mes premières réflexions sur cette question, j'avais connaissance de l'existence de quelques outils de classification dirigée en deux classes (présence et absence) de pixels pour un certain nombre d'images géographiques décrivant différentes variables quantitatives en fonction de pixels de présence certaine. De tels outils permettent de réaliser une spatialisation de la niche écologique. C'est d'abord la classification par les parallélépipèdes qui a été testée mais cet algorithme est très (trop) simple et, en télédétection, génère de grandes marges d'erreur. Ainsi, d'autres outils ont été testés.

La modélisation des présences absences par le calcul de la distance de Mahalanobis (Mahalanobis, 1936) a été utilisée sur un certain nombre d'espèces. Après avoir appliqué, pendant un an, la modélisation par la distance de Mahalanobis, une – tardive – recherche bibliographique a révélé que la communauté scientifique qui travaille sur la question est unanime sur la performance de l'algorithme de l'entropie maximale (Jeynes, 1957). Un ensemble de tests de comparaison de ces trois méthodes est envisagé à court terme. Mais c'est avec le Mahalanobis que les études ont à ce jour été menées et publiées (Vignal et Andrieu, 2016 A).

La distance de Mahalanobis (Mahalanobis, 1936) calcule la probabilité de chaque pixel, en fonction de la valeur pour ce pixel des variables écologiques renseignées en imagerie géographique, d'appartenance à la classe « présence » calculée sur l'ensemble des pixels de présence assurée, eux aussi au regard des variables écologiques. Bien évidemment, ce calcul ne mesure que la différence écologique entre les pixels de présence certifiée et tous les autres pixels. Il s'agit donc bien de la spatialisation de la niche écologique et non de la répartition de la population. Sont donc produites des cartes aux valeurs comprises entre 0 (pour la non correspondance à la niche écologique) et 1 (pour la parfaite correspondance à la niche écologique). Pour obtenir une aire de correspondance à la niche écologique de logique booléenne, il faut réaliser un seuillage avec la difficulté que pose le seuillage : un risque de surestimation ou de sous-estimation de l'aire de répartition si le choix est faux. La figure 9 montre un exemple de carte de répartition de la Dryade à huit pétales (*Dryas octopetala*) dans les Alpes du sud-est par la méthode de la distance de Mahalanobis.

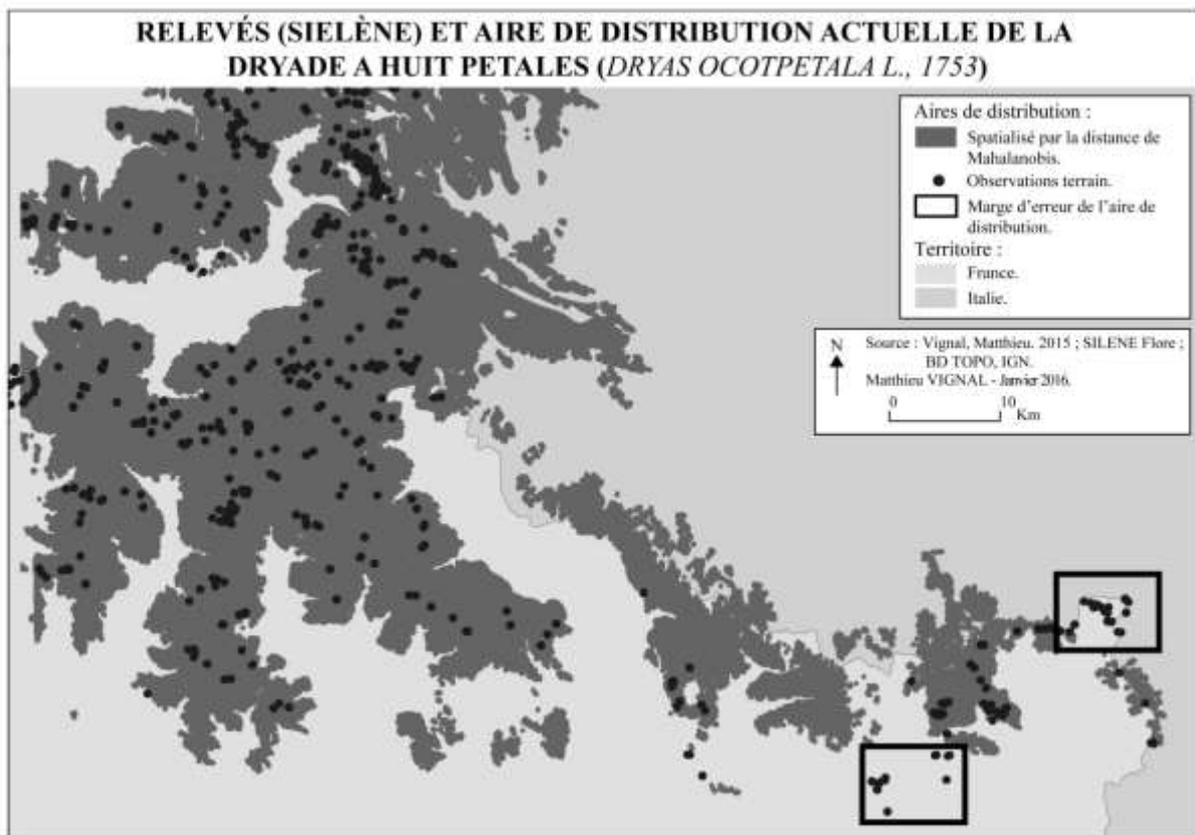


FIGURE 9 : CARTE DE REPARTITION DE LA DRYADE A HUIT PETALES DANS LES ALPES DU SUD-EST PAR LA METHODE DE LA DISTANCE DE MAHALANOBIS (VIGNAL ET ANDRIEU 2016 A)

La faiblesse de cette approche est liée à la définition « d'absence » discutée ci-dessus d'une part, et d'autre part à l'inexistence, dans les bases de données floristiques, dans la très grande majorité des

cas, de zones d'absence certaines qui peuvent être utilisées dans le modèle comme zone d'entraînement pour une classe absence valable.

Il faudrait, pour une bonne modélisation de la niche écologique disposer de zones d'absence certaines dans des milieux différents de la niche écologique mais aux marges de celle-ci. Ceux-ci permettraient, d'une part, d'utiliser des méthodes de détection de zones similaires à ceux d'absence sure, cela permettrait aussi et surtout de calculer des marges d'erreurs symétriques entre surévaluation et sous-évaluation.

Pour la modélisation de l'aire de répartition *sticto sensu*, il faut connaître ou modéliser non seulement la correspondance d'un milieu avec la niche écologique mais aussi la démographie précise de l'espèce à un temps T, et l'ensemble des relations interspécifiques qui influencent la distribution. Ceci passe par une observation exhaustive de l'espace géographique (ce qui est impossible) ou une confiance dans les géostatistiques pour qu'au sein de la niche écologique spatialisée, à condition d'avoir une connaissance suffisante des présences et absences au sein de l'aire de répartition, puisse être calculée une interpolation des présences et des absences, par exemple avec le calcul d'un variogramme et une interpolation par krigeage. De telles méthodes n'ont pas, à ma connaissance, été combinées pour une telle application, je co-encadre un doctorant qui devrait tester rapidement de telles méthodes.

Indépendamment de toutes les critiques ici formulées et des pistes d'amélioration de cet outil, les résultats actuels n'en restent pas moins bien supérieurs au dessin à main levée d'un contour sur un fond de carte.

L'aire de répartition est un objet complexe dans sa définition biologique, plus encore dans sa définition spatiale. Or, il est la brique élémentaire de l'édifice biogéographique, du moins dans sa dimension spécifique. Il est l'objet de mes premières recherches sur le terrain et en statistiques et devrait revenir au centre de mon projet de recherche avec la problématique de l'impact du changement climatique sur celles-ci. C'est pour cette raison que, d'une part, un nouveau transect et, d'autre part, un assez important volume de tests de comparaison entre outils sont ici annoncés comme projet et non comme réalisations. Or, si en soi, cet objet d'étude est déjà très original dans la biogéographie française, la production d'une méthode originale dépassant la spatialisation de la niche pour aller jusqu'à une réelle modélisation de la population en son sein serait originale et novatrice également, je crois au sein de la biogéographie pratiquée par les biologistes.

2.3. Géographie des écosystèmes et des paysages

En complément de l'analyse spatiale de l'aire de répartition, la biogéographie offre des méthodes d'analyse spatiale du biotope ou du paysage dont certaines, au développement desquelles j'ai pu contribuer. Mes contributions sont issues du traitement d'images (2.3.1) appliquées au biotope (2.3.2) ou au paysage (2.3.3).

2.3.1. Traitement d'image, classifications et régionalisations

Une formation en télédétection permet de se familiariser avec le traitement d'image géographique, au-delà des applications aux images de télédétection⁸. Premièrement, il est possible depuis ces

⁸ Ce postulat de l'intérêt sous-valorisé de l'exportation des techniques de traitements d'images que différents géographes utilisent chacun dans le cadre de sa thématique et des logiciels qui y sont les plus fréquemment associés au-delà de ces thématiques est à l'origine de ma proposition d'action de recherche pour le prochain

approches de considérer pour débiter une logique d'ensemble de l'analyse spatiale basée sur l'imagerie géographique que, fondamentalement, la discrétisation de l'espace géographique peut être fait selon deux spatialités différentes, correspondant plus ou moins à deux échelles.

Classification des pixels sans prise en compte de l'espace

La première est une classification des pixels qui ne tient aucunement compte des voisinages de pixels et de l'homogénéité ou hétérogénéité des pixels voisins. Elle recherche des ensembles homogènes sur le plan statistique qui peuvent résulter très hétérogènes sur le plan spatial (Mering, 1998). Au sein des techniques de classification par pixel, deux catégories peuvent être distinguées : les classifications supervisées et non supervisées (Bonn et Rochon, 1992).

- **Les classifications supervisées** s'appuient sur des sites dont la connaissance est bonne, généralement issue du terrain. Ces sites constituent la nomenclature des classes et la classification permet d'attribuer à chaque pixel la classe à laquelle il est statistiquement le plus semblable. Les principaux algorithmes sont les parallélipèdes, le plus proche voisin (Altman, 1992), le maximum de vraisemblance (Fisher, 1943). Ces méthodes sont puissantes et exactes si les sites de terrain présentent des contrastes qui correspondent aux contrastes statistiques de l'ensemble des images géographiques à classer (Barima *et al.*, 2016). Ces méthodes sont risquées lorsque l'on essaye d'appliquer à des images une typologie sur le terrain dont les contrastes ne se retrouvent pas sur les images géographiques à classer (Andrieu et Mering, 2009).
- **Les classifications non supervisées** recherchent, au sein de l'ensemble du nuage de point, les ensembles de pixels relativement homogènes et, entre les différents ensembles homogènes, les zones du nuage de points où se dessinent les limites les divisant au mieux. La puissance des méthodes non supervisées est liée à l'étroite correspondance entre les données brutes et les classes résultantes et l'assurance que les ensembles classés soient associés à de réels contrastes du jeu de données et non un possible contraste artificiel résultant de la discordance des types de sites et des contrastes de l'image (Andrieu et Mering, 2009). La faiblesse de l'approche non supervisée serait la nécessité d'une interprétation des classes *a posteriori*. Le risque réside, dès lors, dans une interprétation erronée des classes. Il est donc nécessaire d'établir une méthode rigoureuse d'interprétation basée sur les statistiques de ces classes sur les variables décrites par les images traitées. Bien que j'emploie les deux méthodes, j'ai *a priori*, une préférence pour les approches non supervisées et l'interprétation statistique des classes ainsi produites.

Régionalisation, segmentation

La deuxième spatialité de la classification d'une image géographique est celle qui tient compte des ensembles de pixels voisins pour détecter dans l'espace les zones homogènes et continues et les lignes de plus grande hétérogénéité qui délimitent les différentes zones homogènes (Lhermitte *et al.*, 2008). Ici, l'algorithme de la segmentation d'image par la méthode de la ligne de partage des eaux est utilisé (Beucher et Lantuéjoul, 1983). La logique en est la suivante :

- Calculer, pour une ou un ensemble d'image(s) géographique(s), la variance locale sur une fenêtre coulissante de taille définie par l'utilisateur.
- Calculer la moyenne pondérée de l'ensemble des cartes de variance locale dans le cas de données multivariées.

- Rechercher les zones de plus faible variance locale moyenne c'est-à-dire les zones les plus homogènes de l'image.
- En considérant l'image de la variance locale moyenne comme un relief dont les faibles variances (zones homogènes) sont des points bas et dont les fortes variances (zones hétérogènes) sont des points hauts, simuler le remplissage des points bas comme des bassins versants dont le niveau de l'eau monterait progressivement et cartographier les lignes où deux masses d'eaux de deux bassins se rencontrent. Ces « lignes de partages des eaux » sont les lignes de plus grande hétérogénéité qui séparent deux zones homogènes.

Cette approche est bien connue de la communauté des télédéTECTEURS qui, en réponse à l'apparition des images à très haute résolution, a amplement mobilisé cet algorithme pour les méthodes dites « orientées objet » pour la cartographie de l'occupation du sol. Ici, pour moi, l'enjeu premier en biogéographie n'est pas la détection d'arbres ou de petits éléments de paysage homogènes constitués de centaines ou de milliers de pixels d'échelle centimétriques pour réaliser des cartes de végétation, mais, au contraire, d'exploiter ces algorithmes à une méso-échelle pour détecter des versants homogènes, des paysages homogènes, des écosystèmes, etc, ce, sur des données allant bien au-delà de simples images de télédéTECTION. Il s'agit d'applications originales basées sur l'utilisation de cet algorithme sur des types d'images et à des échelles pour lesquelles il n'a pas été *a priori* développé.

2.3.2. Cartographier un/des biotope/s

La cartographie des biotopes s'appuie, *a priori*, plutôt sur une approche de classification par pixel, dès lors que l'on a mis en place une base de données d'images géographiques de même résolution des différentes variables des biotopes à cartographier.

Dans le cadre de la mission interdisciplinaire « Défi Littoral » du CNRS, l'UMR ESPACE a été équipée porteuse de deux projets, DILEM en 2015 et DILPROSPECT en 2016. Il s'agit d'étudier les interfaces bâti-non bâti typiques des littoraux urbanisés et protégés, notamment en termes de biodiversité avec une attention particulière soit à des plantes patrimoniales dont la distribution est un enjeu et dont l'urbanisation est une menace (*Atractylis cancellata*, *Acis nicaensis*) soit des arthropodes (papillons et araignées) constituant des marqueurs environnementaux. Les marqueurs sont d'une part des espèces étroitement associées à la garrigue et pouvant plus ou moins bien pénétrer dans le tissu urbain (papillons) et, d'autre part, des espèces bien moins mobiles mais dont les interfaces bâti-non bâti sont des habitats potentiels à mieux définir (araignées).

La figure 10 illustre l'imbrication des éléments bâtis (polygones à bords noirs) et le cumul des statuts d'espaces protégés (Parc Départemental, Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope, Site d'Intérêt Communautaire, « Réservoir » du Schéma Régional de Cohérence Ecologique et Site Classé). La figure 11 illustre la localisation des présences d'espèces de plantes protégées référencées dans la base SILENE par rapport à une carte de la distance aux éléments bâtis (issus de la télédéTECTION). Ensemble, ces deux cartes illustrent la complexité de l'interface entre bâti et non bâti à définir spatialement de façon pertinente au regard des niveaux de protection de l'espace et de la spatialité des espèces protégées.

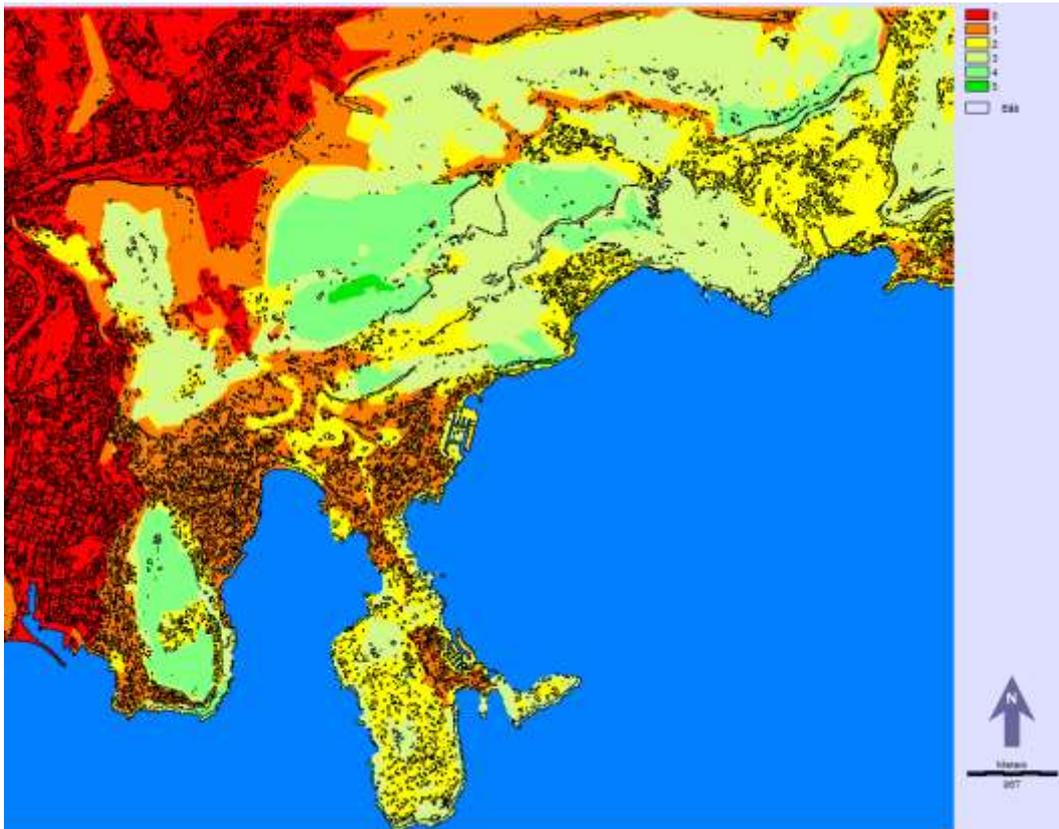


FIGURE 10 : DISTRIBUTION DES ELEMENTS BATIS SUR FOND DE CUMUL DES STATUTS DE PROTECTION DE L'ESPACE (ANDRIEU, 2015).

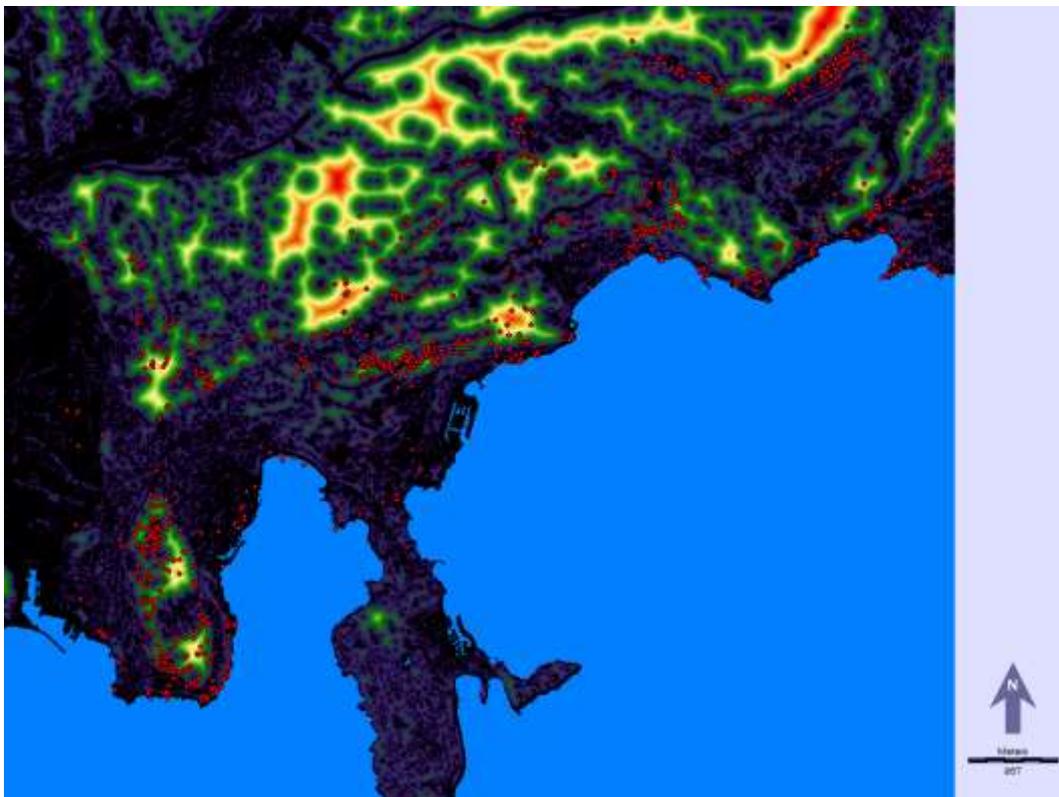


Figure 11 : Carte de répartition de présences référencées de plantes protégées au regard de la distance aux éléments bâtis (Andrieu 2015).

Pour préparer les campagnes de terrain des collègues botanistes du CEFE ou entomologistes de l'Université de Turin, il m'a été demandé de cartographier les habitats d'interface bâti-non bâti en adret, en pente moyenne et à végétation non forestière. La démarche ici choisie vu qu'il s'agissait de la cartographie d'un biotope en particulier, et non d'une cartographie de l'ensemble des biotopes est l'arbre de décision (figure 12). La logique est de sélectionner en mode booléen des zones bâties et des garrigues. Ensuite, sont sélectionnés, dans le domaine non bâti, les lieux à moins de 500 mètres du bâti et dans le domaine bâti les lieux à moins de 500 mètres du non bâti. Ces deux sélections sont additionnées et deviennent l'interface. Au sein de l'interface, sont sélectionnées les pentes moyennes (10 ° à 60°) et en leur sein les adrets (Degrés de boussole de 90° à 270°).

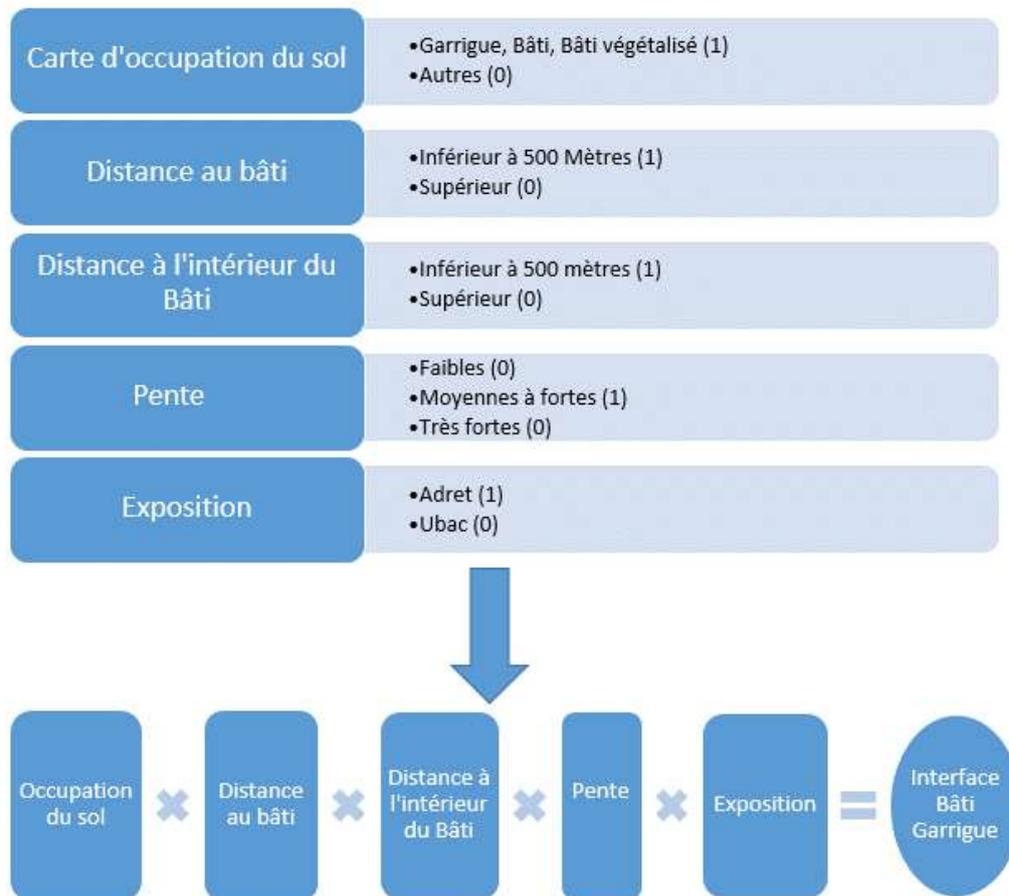


FIGURE 12 : ARBRE DE DECISION PERMETTANT LA SELECTION D'UN HABITAT UNIQUE POUR L'EXPLORATION ENTOMOLOGIQUE DES INTERFACES BATI NON BATI LITTORAUX DANS LES CORNICHES DE LA RIVIERA (ANDRIEU 2015).

Je n'ai pas eu l'occasion d'employer la méthode par classification non dirigée *stricto sensu* même s'il s'agit, techniquement, d'un exercice rodé parce qu'il constitue un lourd exercice en travaux dirigés pour la deuxième année du master CRES (Climat Risque Environnement Santé).

De plus, la méthode a été testée, dans le cadre du contrat, pour le dossier d'inscription UNESCO, au niveau des seules variables climatiques. La figure 13 est une carte des climats de la région franco-italienne autour du massif Marittime-Mercantour réalisée par cette méthode.

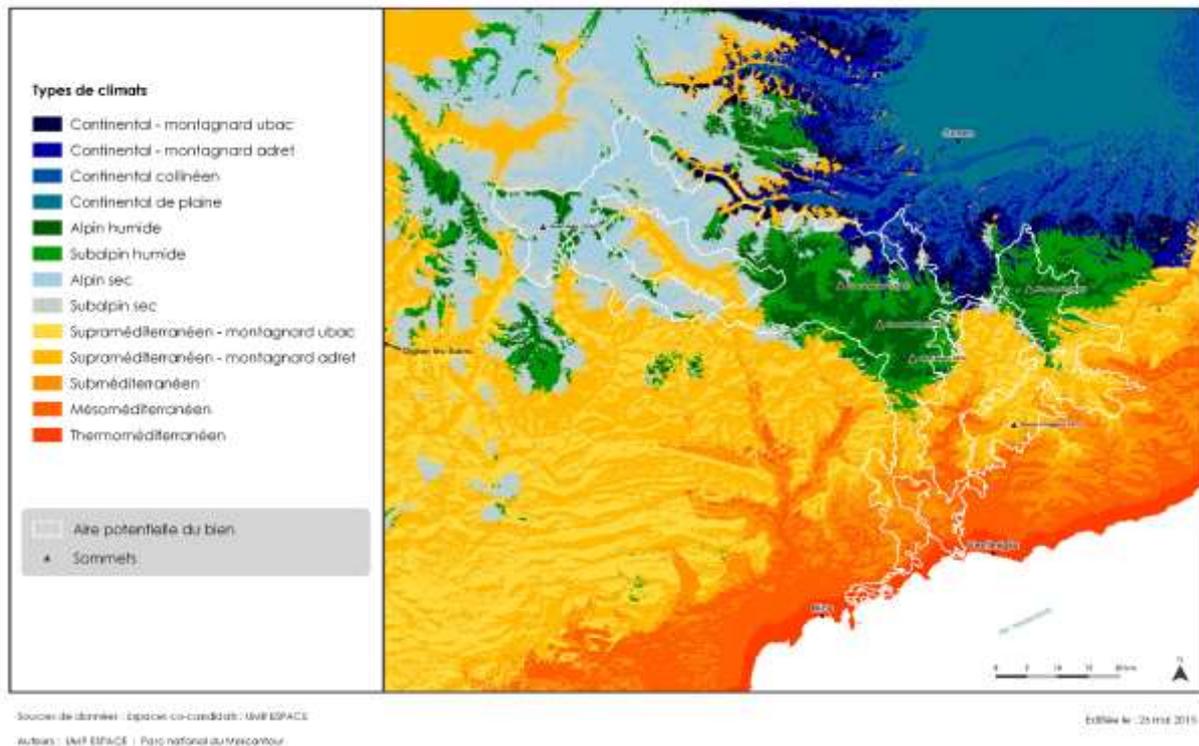


FIGURE 13 : CARTE DES CLIMATS REALISEE PAR CLASSIFICATION NON DIRIGEE DE 36 IMAGES (TMIN, TMAX, PREC SUR 12 MOIS) (ANDRIEU, 2015)

Le même calcul, avec l'ajout d'une couche géologique, d'une carte des pentes et d'une carte des physiologies du couvert végétal aurait permis le passage d'une carte du climat à une carte des biotopes. La méthode par classification non dirigée laisse s'exprimer au mieux les contrastes du jeu de données ; l'application d'un arbre de décision permet de mieux respecter une typologie prédéfinie comme la correspondance avec les seuils climatiques d'une typologie telle que celle de Gaussen ou Emberger.

En conclusion, cette méthode de cartographie des écosystèmes qui ne présente aucune innovation en soi reste un méthode « originale » dans le sens où ce n'est pas celle adoptée. Ce, non pour une faiblesse de celle-ci sur le point méthodologique, mais pour deux raisons :

- La rareté des bases de données raster environnementales disponible et/ou la rareté des chercheurs ayant comme pratique de recherche d'en produire
- La conception phytosociologique de cet exercice très dominante dans la cartographie des écosystèmes. Les biologistes avec lesquels j'ai pu parler de ce projet n'acceptaient rien d'autre qu'une approche bottom up de la cartographie des écosystèmes, réalisée à échelle ultra-locale par un relevé botanique détaillé pour une insertion dans les classifications ascendantes phytosociologiques officielles, ou faute de la capacité technique de le faire sur un grand espace, une photo-interprétation à échelle fine pour réaliser ce même exercice en débutant à un niveau supérieur de la classification ascendante, non plus la communauté végétale mais à la formation végétale.

Encore une fois, une collaboration entre géographes et biologistes montre l'originalité de l'approche géographique en biogéographie et la grande rareté des échanges entre ces deux communautés de chercheurs.

2.3.3. Segmenter le territoire dans une approche d'écologie du paysage

La notion de continuité écologique a pris une importance majeure dans la gestion environnementale des territoires. En France, le « grenelle de l'environnement » a imposé la cartographie des trames (verte et bleue) et sa prise en compte dans l'aménagement, d'abord à une échelle nationale, puis régionale (SRCE), puis des SCOT puis des PLU (François *et al.*, 2010). De façon un peu caricaturale, l'exercice a consisté à choisir des milieux considérés comme réservoir (grands massifs forestiers, espaces naturels protégés ou milieux reconnus par les naturalistes locaux comme un enjeu) puis de déterminer, à dire d'expert, ceux pour lesquels des échanges de flux biologiques sont nécessaires ou, du moins, seraient favorables et enfin de dessiner un corridor les reliant qui à la fois cherche le chemin le plus court mais qui évite les milieux répulseurs.

Or, cette approche présente un défaut majeur : elle n'est adaptée qu'à un type d'espèces (un type de mobilité) généralement aux petites échelles comme les grands mammifères et aux grandes échelles comme les batraciens et reptiles. Or, la continuité écologique de grands oiseaux, de plantes disséminées par le vent ou de gastéropodes n'est pas de même échelle ni de mêmes types. Certaines continuités écologiques nécessitent une continuité de l'habitat stricto-sensu, d'autres peuvent être en « pas japonais » tant que l'espacement entre les éléments de milieu recherchés sont à une distance qui peut être parcourue dans un temps supportable. Dans Andrieu *et al.*, 2014 B, nous avons argumenté que, pour le loup, une segmentation de l'espace en paysages permet seule de concevoir les continuités territoriales aux petites échelles (régionale à nationale). Or, il serait absurde de cartographier des milliers de fois des continuités seulement adaptées à un type d'espèce. Pour cela, une approche multiscalaire est nécessaire centrée cependant sur l'échelle du paysage, soit l'échelle kilométrique. En effet, par cette méthode, aux échelles plus grandes, le type de paysage détermine les continuités internes (type de paysage forestier signifie que la matrice est forestière) aux échelles plus petites, c'est l'assemblage des paysages qui est étudié, si et seulement si l'on cartographie correctement chaque paysage et si l'on peut les classer dans une typologie adaptée.

La cartographie des paysages doit débuter par une définition du paysage qui donne une spatialité rigoureuse (Luginbühl, 1994). Le paysage est, selon Godron une portion d'espace d'échelle kilométrique, hétérogène, caractérisée par un ensemble d'éléments présentant une certaine répétitivité dans l'agencement en matrice, corridors et tâches, et dont cet agencement spatial conditionne un fonctionnement à l'échelle décennale (Godron et Joly, 2008).

Il est par exemple possible d'observer, en un lieu, une matrice forestière avec quelques taches (clairières et mares) et quelques corridors (chemins, rivières) cela constitue un paysage. A une certaine distance de celui-ci, une autre matrice forestière avec les mêmes taches et les mêmes corridors constitue un autre paysage du même type. Entre les deux, nous observons un paysage de bocage avec une matrice de pâturage, des corridors de chemins un corridor de rivière et un réseau dense de corridors de haies et plusieurs corridors forestiers bien connectés avec les forêts de part et d'autre. Il s'agit là d'un troisième paysage d'un deuxième type.

A un premier niveau d'analyse, la limite entre ces paysages est donc le passage de la matrice forestière à la matrice agricole. Dans un cas d'étude imaginaire et archétypique, cela ne pose guère de problème, il faut juste trouver une méthode de définition spatiale de la matrice, établir un seuil et appliquer ce seuil pour tracer la limite entre ces deux paysages. Cela signifie une approche spatiale très différente de l'approche quasi universelle en « occupation du sol » puisqu'en occupation du sol les pixels de la matrice forestière et ceux du corridor forestier connexe à cette dernière sont un seul objet, un seul ensemble de pixels contigus de même catégorie et donc, que l'on ne peut pas découper.

Pour cette raison il est nécessaire non seulement de changer d'échelle mais de mettre en place une méthode multiscalaire où, à différentes échelles, sont effectués des calculs différents. Il faut, pour commencer, effectuer une cartographie à une échelle locale : celle des éléments du paysage. Ensuite, à l'échelle du paysage, une échelle kilométrique il faut convertir cette carte en variables décrivant et quantifiant la composition en éléments de paysage et l'agencement de ceux-ci. Ici, c'est une approche

en morphologie mathématique qui est nécessaire : sur la base d'une cartographie d'occupation du sol (éventuellement séparée en autant d'images binaires que l'espace présente de catégories). Peuvent être calculés par exemple (figure 14), sur une fenêtre coulissante d'échelle supérieure à la taille des éléments de paysage et inférieure aux paysages (quelques dizaines de mètres pour des paysages à grain fin ; quelques centaines de mètres de côté pour de grands paysages assez homogènes) :

- La fréquence locale des différents éléments de paysage
- La diversité en éléments de paysage (richesse relative)
- La classe dominante

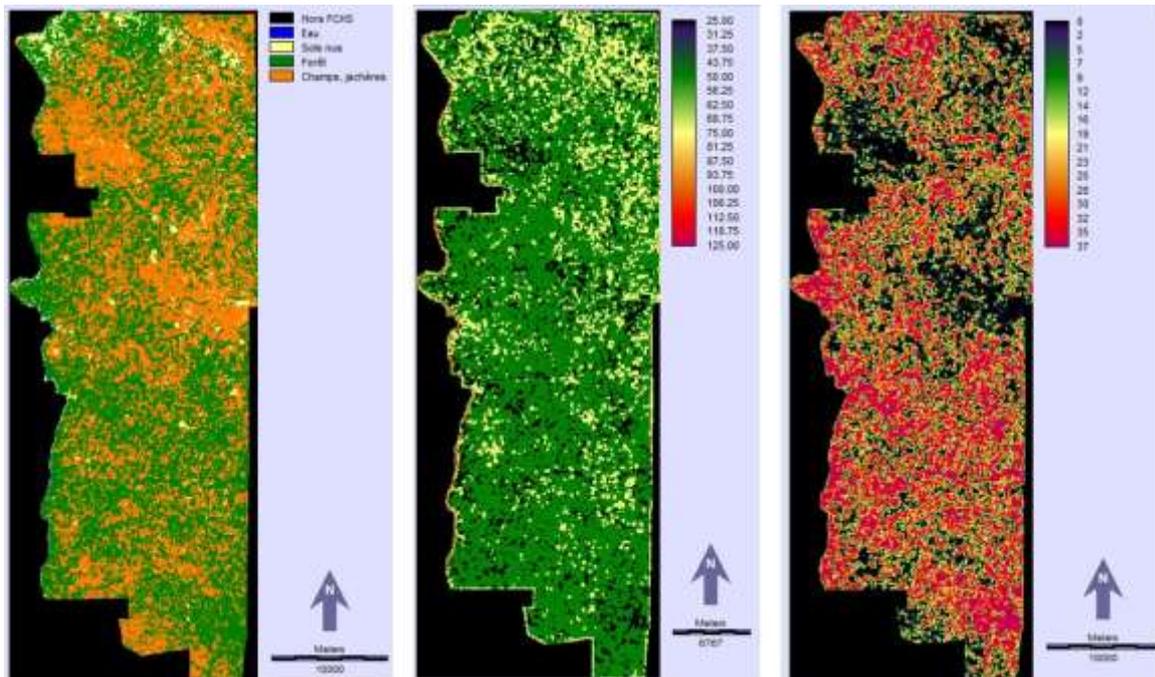


FIGURE 14 : INDICATEURS SECONDAIRES DE LA STRUCTURE SPATIALE DES ELEMENTS DE PAYSAGES DANS LA FCHS ; GAUCHE, CARTE D'OCCUPATION DU SOL (PIXELS DE 30 M), CENTRE : CARTE DE LA RICHESSE RELATIVE EN ELEMENTS DE PAYSAGES (FENETRE COULISSANTE 7X7), DROITE CARTE DE LA FREQUENCE LOCALE DE LA CLASSE FORET (FENETRE COULISSANTE 7X7) (ANDRIEU, 2016).

A cette même échelle, il est nécessaire de décrire le relief. La distinction de paysage est en trois dimensions, autre point que la très grande majorité des travaux d'écologie du paysage semble avoir oublié. La même fenêtre coulissante peut pour cela permettre de calculer (Figure 15) :

- Les pentes moyennes
- Les zones encaissées ou surplombantes
- La rugosité du relief
- L'exposition (en prenant garde que l'exposition en degrés de boussole n'est pas une variable quantitative vu que 360 y est égal à 0 ; et en convertissant par exemple les degrés en une variable nord-sud quantitative qui ne différencie pas l'est et l'ouest).

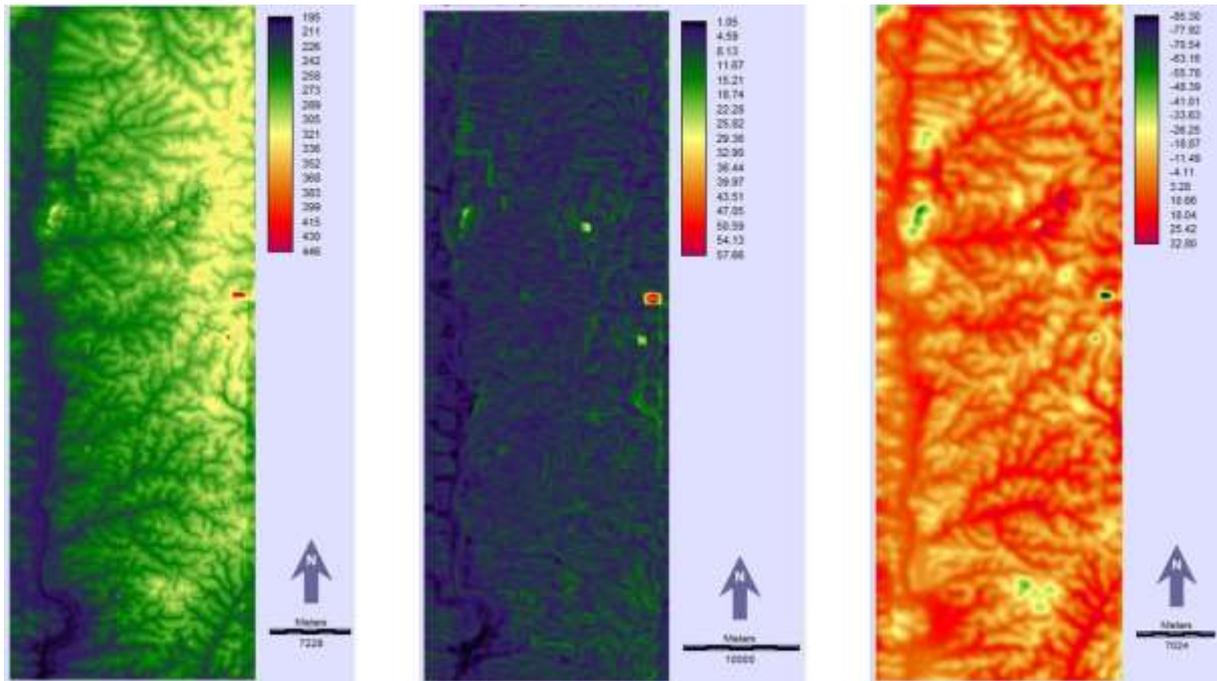


FIGURE 15 : INDICATEURS SECONDAIRES DU RELIEF DANS LA FCHS ; GAUCHE, CARTE DES ALTITUDES (PIXELS DE 30 M), CENTRE : CARTE DE L'ECART TYPE DES ALTITUDES (FENETRE COULISSANTE 7X7), DROITE : CARTE DE L'ALTITUDE RELATIVE (ANDRIEU, 2016).

A une échelle encore inférieure, sont détectés les paysages caractérisés par les variables secondaires de la structure spatiale de l'occupation du sol et les variables topographiques secondaires. Sur la base de cet ensemble de variables descriptives du paysage, quantitatives et spatialisées, peuvent-être cherchées les limites dans la composition ou l'agencement. La méthode de la ligne de partage des eaux est ici employée. Pour cela, pour chaque variable, sera calculée la variance locale. Puis une moyenne pondérée des variances sera calculée. Sur la base de cette variance locale moyenne, seront détectées, à une échelle choisie par l'utilisateur, les zones homogènes dans leur composition en agencement et topographie. Entre deux zones de composition et d'agencement différents respectivement homogènes, la ligne de plus grande hétérogénéité qui les sépare est détectée et cartographiée.

Sur la base des indicateurs listés précédemment et illustrés sur la Forêt classée du Haut Sassandra, en Côte d'Ivoire, la segmentation en paysage donne le résultat suivant. 150 entités paysagères d'échelle kilométriques relativement homogène sur la base des descripteurs du relief ou de l'organisation spatiale en éléments de paysages. Les limites entre deux paysages sont basées sur les lignes de plus grande hétérogénéité qui séparent ces entités homogènes c'est-à-dire là où une ou plusieurs variable(s) change(nt) brusquement (figure 16).

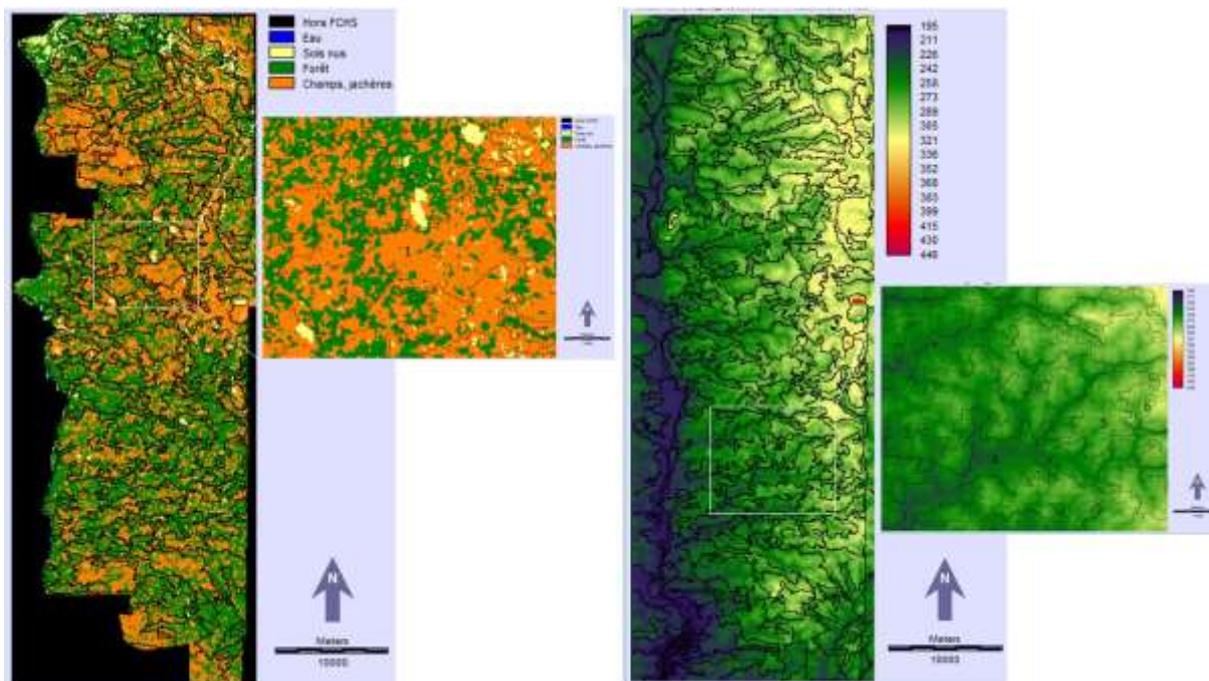


FIGURE 16 : SEGMENTATION DE PAYSAGES DANS LA FORET CLASSEE DU HAUT SASSANDRA. GAUCHE PAYSAGES SUR FOND D'OCCUPATION DU SOL ; DROITE, PAYSAGES SUR FOND TOPOGRAPHIQUE (ANDRIEU, 2016).

La carte de gauche montre la segmentation en environ paysages la zone de la Forêt classée du Haut Sassandra affichant, en fond non pas l'un des indicateurs mais l'image brute d'origine, une carte d'occupation du sol à échelle des éléments de paysages (Pixels de 30 mètres). Le zoom permet d'illustrer avec le segment paysager n°1 : une matrice agricole ponctuée d'un petit nombre petites taches compacts de sol nu et de moyenne taches de formes plus allongées et plus complexes de forêt. Au sud-est et au nord-ouest, les paysages n°1 et n°3 appartiennent à un même type : une matrice agricole ponctuée d'un petit nombre petites taches compacts de sol nu et d'un assez grand nombre de moyenne à grandes taches de formes complexes de forêt. Les mêmes segments sont, sur la carte de droite affichés sur un fond topographique. On voit sur le zoom la contribution du relief à droite avec le segment n°4 clairement délimité par son encaissement (bas-fond) suivi le segment n°5 en versant légèrement vallonné et du segment 6 de type interfluve⁹. Nb : Cette méthode, dont le principe de base a été publiée dans Andrieu et al., 2014 B sera présentée dans son application à la typologie de versants et non à la typologie de paysages à SAGEO 2016 (Andrieu, 2016 C). Une publication sur l'application aux paysages est prévue.

Cette présentation de l'analyse spatiale des écosystèmes et des paysages a cherché à démontrer que, quelle que soit l'échelle ou l'objet d'étude, les sciences fondamentales ou appliquées n'utilisent généralement qu'assez peu ou assez mal les outils de l'analyse spatiales, soit parce qu'elles sont bloquées dans un carcan paradigmatique (tabou d'une carte des habitats qui ne soit pas issue du terrain et d'une approche rigoureusement phytosociologique) ou dans des applications d'ingénierie territoriales que des bureaux d'études ont proposé (peut-être un peu

⁹ Cette approche, longuement murie dans les interstices où la carrière d'enseignant chercheur permet de réfléchir à une question fondamentale hors projet de recherche, est comme dit plus haut la réponse à une question que Michel Godron m'a posée il y a longtemps et que je l'ai entendu poser des dizaines de fois à des chercheurs de nationalités et disciplines différentes. Je lui ai présentée en aout 2016 et j'ai eu l'honneur de recevoir (enfin) un satisfecit de sa part sur ce point, une communication a été acceptée à Sageo 2016 et un article est prévu.

rapidement) aux collectivités territoriales qui nécessitaient des cartes des trames vertes et bleues. Or, une réflexion rigoureuse sur les spatialités de ces objets associée à des applications d'analyses spatiales mêmes permettent, à mon avis, d'excellents résultats et ces méthodes méritent une plus grande attention de la part des biogéographes français.

Le chapitre *méthodologie de l'analyse spatiale de la végétation terrestre* résume l'essentiel de mon positionnement sur les concepts spatiaux de la végétation terrestre sur lesquels j'ai pu travailler et pour lesquels il m'a été donné l'occasion de développer des méthodes originales ou d'adapter des méthodes à des échelles ou objets pour lesquels elles n'étaient pas connues. Tant la réflexion conceptuelle sur les spatialités (l'homogénéité, la définition d'entités géographiques, les gradients biogéographiques, etc.) que les méthodes présentées ci-dessus sont l'élément central de mon positionnement de géographe. Il s'agit avant tout de l'ensemble des modes d'analyse de l'espace géographiques qui mieux me caractérisent (Andrieu *et al.*, 2014 A). Pour cette raison ils se retrouvent en filigrane tout au long de ce mémoire, où, après une présentation de la télédétection qui est une technique centrale de ma pratique, nécessaire pour achever mon positionnement méthodologique (3), ces concepts et ces méthodes seront appliquées à mes études sur les changements (Deuxième partie) et aux applications en géographie de la lutte contre l'érosion de la biodiversité (Troisième partie).

3. La télédétection, applications en biogéographie

Je me définis comme biogéographe-télédécteur. Si, dans mes travaux, la télédétection prend une place importante comme le témoigne ma liste de publication, celle-ci ne reste, pour définir mon positionnement scientifique, qu'un outil parmi d'autres pour l'analyse spatiale de la biosphère. Ainsi, si la répartition entre biogéographie de terrain, télédétection et autres formes d'analyse spatiale de la végétation terrestre est favorable à la télédétection dans ma liste de publication, c'est dû à l'ouverture plus grande à l'approche géographique de revues de télédétection qu'à celles de biogéographie qui sont assez étroitement orientée dans les approches génétiques ou conservation aux très petites échelles. Pour définir ma contribution, et mon positionnement de biogéographe télédécteur, je débiterai par un rappel de mon angle d'approche principal pour la détection de la végétation (3.1) suivi d'une présentation des travaux utilisant les classifications non supervisées (3.2) pour conclure sur l'approche phénologique (3.3).

3.1. La détection de la végétation, principes généraux

La télédétection est « l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci » (COMITAAS, 1988). Ma compétence principale en télédétection est la distinction de différents types de couverture végétales pour laquelle il est nécessaire de formuler quelques rappels et de préciser quelques positionnements qui me caractérisent sur la question de l'échelle et de la résolution (3.1.1) sur mon approche principale : l'analyse multispectrale (3.1.2) et comment celle-ci peut être complétée par une approche texturale (3.1.3).

3.1.1. Résolutions et échelles en télédétection de la végétation

La télédétection, de la végétation comme des autres catégories d'états de surface, se fait à partir d'images représentant un signal radiométrique récolté par un ensemble de capteurs électromagnétiques aéroportés. Le nombre de capteurs et l'altitude de vol définissent la dimension géographique de la zone couverte et la taille des pixels soit la résolution spatiale du pixel. L'échelle ou la gamme d'échelles rendues possibles par la taille de la zone couverte et la résolution spatiale en pixels, en résultent naturellement. Le nombre de bandes spectrales captées, pour chaque pixel, constitue la résolution spectrale.

Concernant la résolution spatiale, si l'on prend, pour débiter, l'exemple d'une image à très haute résolution, c'est-à-dire une résolution décimétrique, un grand arbre sera défini par plusieurs milliers de pixels. Cela permet une observation visuelle fine d'un grand nombre de caractéristiques de l'arbre : la taille, la forme la teinte de couleur, etc. Si l'on passe à une image à haute résolution (métrique) les grands arbres correspondent à quelques dizaines de pixels, il est possible de les différencier les uns des autres et d'en observer visuellement quelques caractéristiques. Au-delà, les pixels ne reflètent plus que les plages de végétation régulières de résolution pluri-métriques, décamétriques, hectométriques, kilométriques en fonction des satellites dès lors c'est le tapis végétal qui est décrit avec pour chaque pixel des caractéristiques de l'ensemble du tapis végétal.

Les approches des résolutions métriques et supérieures se distinguent fondamentalement de celles pluri-métriques et inférieures. En effet, si un arbre est composé, sur l'image, de plusieurs pixels, on y retrouvera par exemple la moitié du houppier au soleil et la moitié du houppier à l'ombre, les irrégularités du port tel qu'un ensemble de branches mortes d'un côté de l'arbre, etc. Dès lors, ce sont les techniques de classification orientées-objets qui sont performantes. Il s'agit d'une échelle à laquelle je n'ai jamais eu de nécessité de réaliser des cartes de télédétection en traitement d'images. Ces méthodes, qui constituent en quelque sorte une tentative d'automatisation de photo-interprétation, s'intègrent peu et mal à l'ensemble de mon positionnement en analyse spatiale de la biosphère.

En deçà de la résolution où l'on distingue les différentes plantes, dès lors que l'imagerie de télédétection devient une grille de plages homogènes de végétation puisque chaque pixel transcrit les caractéristiques générales de l'état de surface, l'approche consiste en une interprétation fine des relations entre les caractéristiques biologiques du couvert végétal et la radiométrie du pixel, exercice dans lequel je suis bien plus à l'aise que les approches orientées-objet.

Je ne suis pas à l'origine d'une méthode de classification des pixels ni même en mesure d'une analyse approfondie des différents algorithmes de classification. Cependant, la chaîne de traitement sous forme de classifications non dirigées emboîtées incluant une étape d'ACP (Andrieu et Mering, 2009) (figures 17 et 18) et perfectionnée dans le cadre de l'ANR FloodScale en intégrant une dimension multi-saisonnière (Braud *et al.*, 2014, Nord *et al.*, 2016) a été appliquée par moi-même en Post-doctorat sur le Bénin et Niger, dans le cadre de l'ANR Floodscale sur différents bassins versants cévenoles et ardéchois, sur la Forêt Classée du Haut Sassandra (Côte d'Ivoire), réappliquée sur les zones étudiées en thèse sur des images 15 ans plus récentes (Andrieu, 2016 A). Elle a été reprise et citée par plusieurs thèses achevées (Fall, 2014 ; Marega ; 2016) ou en cours de l'UMR ESPACE et des articles scientifiques (Turmine 2011 ; Fourati, 2015). Des collègues de deux universités différentes m'ont, dit utiliser cet article pour réaliser des cours ou pour lancer des mémoires de master en télédétection.

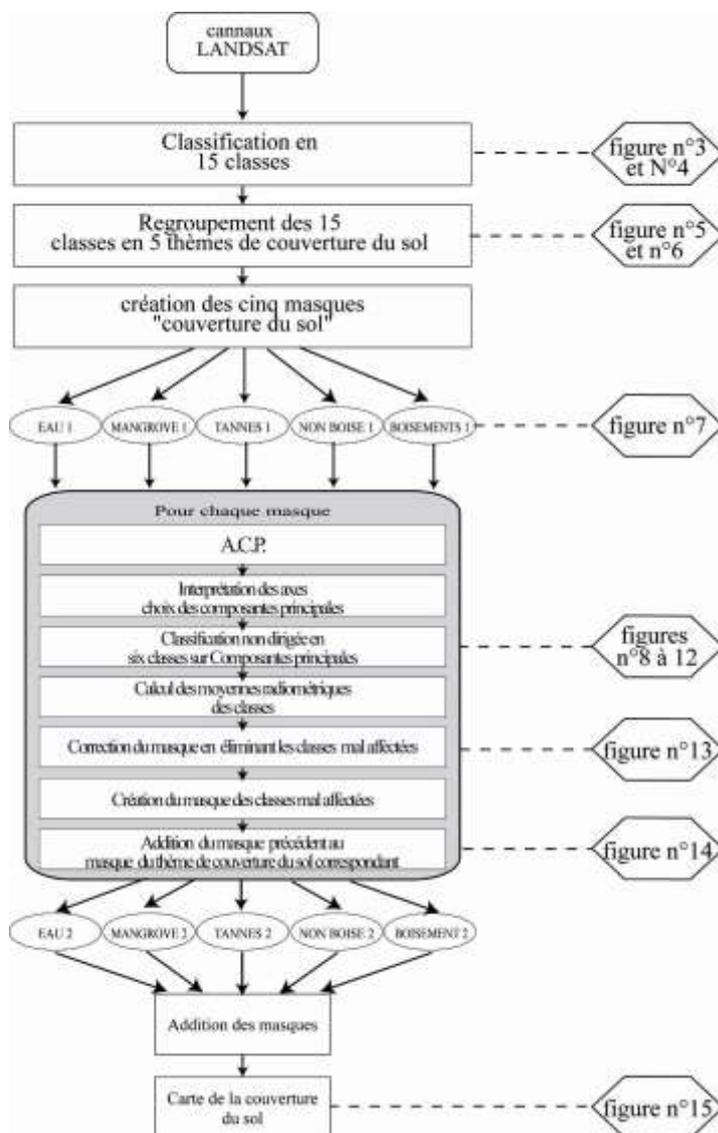


FIGURE 17 : FLOW CHART DE LA CLASSIFICATION NON DIRIGEE EMBOITEE AVEC ACP (MERING ET ANDRIEU, 2009)

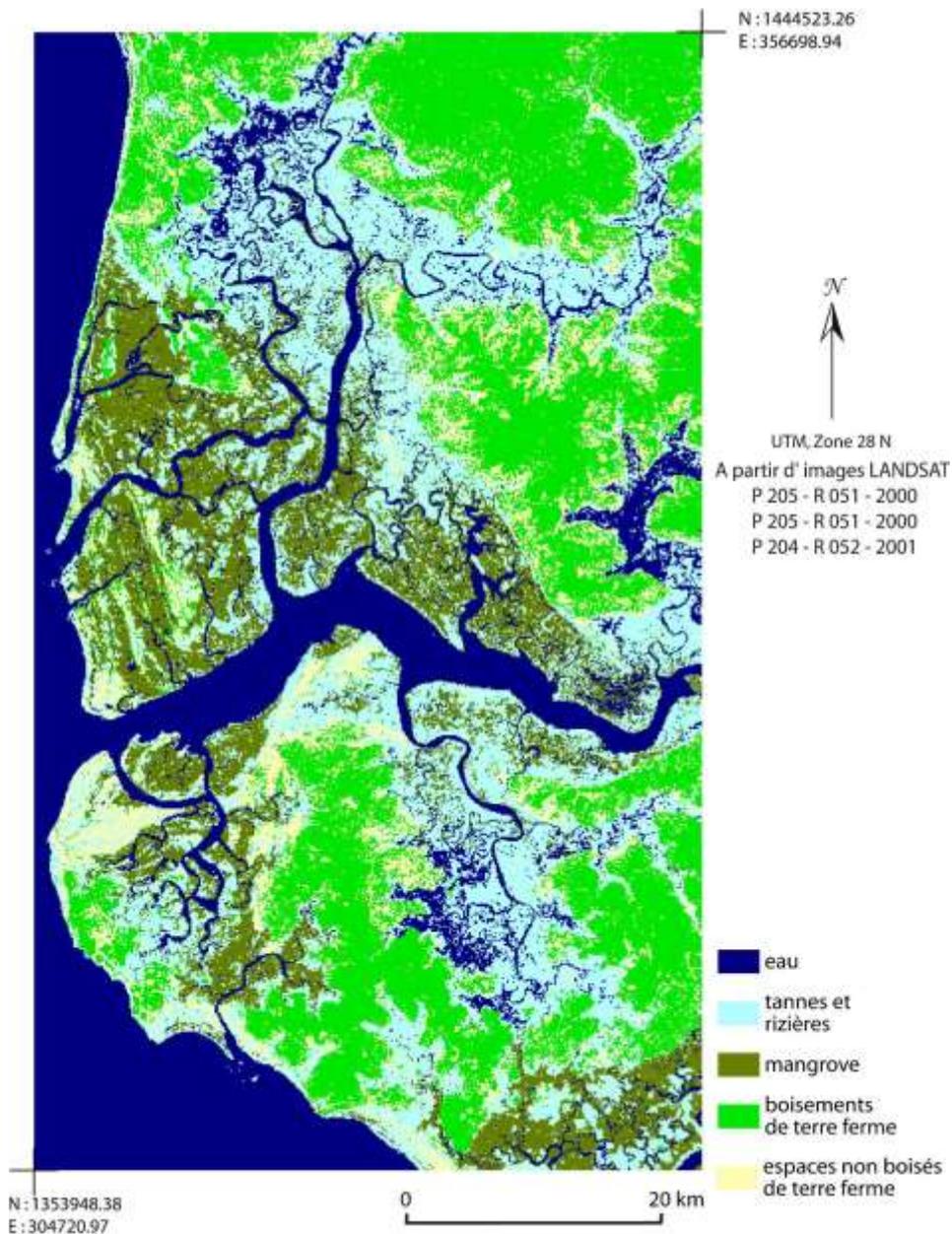


FIGURE 18 : CARTE D'OCCUPATION DU SOL DE LA CASAMANCE (ANDRIEU ET MERING, 2009)

3.1.2. La télédétection multispectrale de la végétation

Quelles sont les clés de lecture de la signature spectrale de la végétation qui permettent une bonne distinction des états de surfaces végétaux entre eux ?

Les trois courbes spectrales élémentaires de la surface du globe sont celles de l'eau, des surfaces minérales et des surfaces végétales (figure 19). Il est donc dans un premier temps important de distinguer ces trois grandes catégories d'états de surface (Caloz et Collet, 1992).

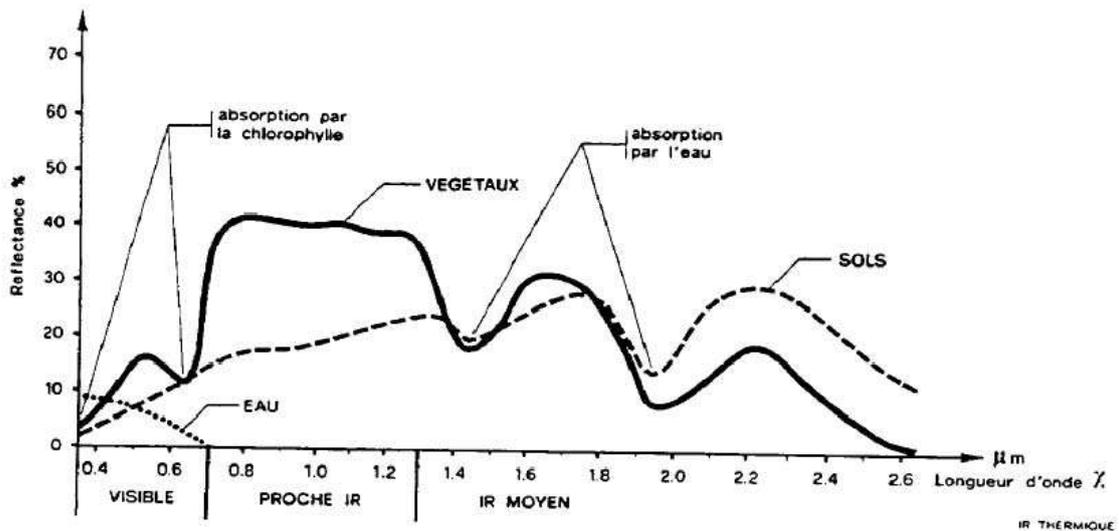


FIGURE 19 : COURBES SPECTRALES DES ETATS DE SURFACES ELEMENTAIRES (CALOZ ET COLLET, 1992)

Ensuite, un certain nombre d'états de surface sont le résultat d'un mélange de ces trois composantes. Une eau très peu profonde ou très chargée en sédiment apparaît comme un intermédiaire entre le signal de l'eau et celui du minéral. Une végétation très ouverte apparaît comme un intermédiaire entre le signal de la végétation et celui du minéral. Une zone humide partiellement végétalisée apparaîtra comme un intermédiaire de ces trois courbes. Ici, il s'agit donc de savoir déceler des seuils délicats dans les niveaux de réflectances correspondant à la complexité d'un espace hétérogène et continu où les taux de couverture végétales varient souvent de façon graduelle et irrégulière.

Enfin, la végétation en soi, de par ses caractéristiques biologiques et physiques, présente différents états de surface que la télédétection sait distinguer et cartographier.

Qu'il s'agisse de la densité du couvert végétal en Afrique soudanienne ou de types de formations végétales en France méditerranéenne, la méthode est la même, une interprétation attentive de courbes spectrales.

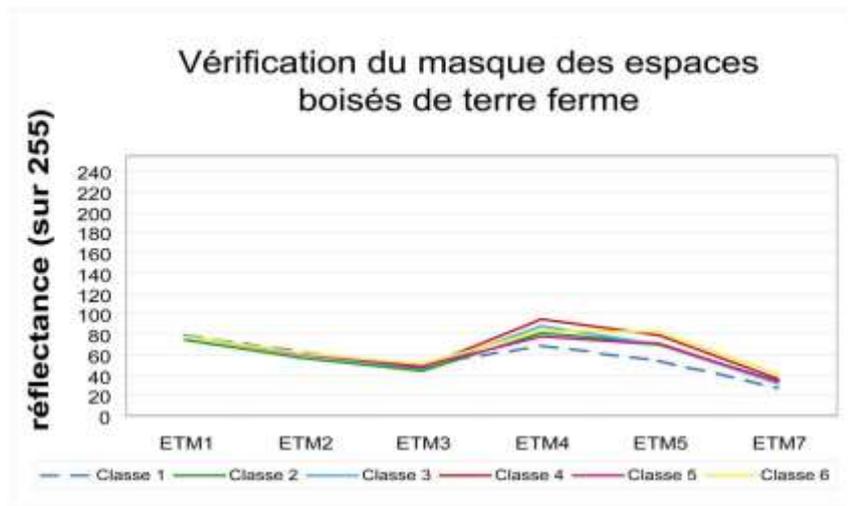


FIGURE 20 : COURBES SPECTRALES PERMETTANT DE RECHERCHER DES ERREURS DE CLASSIFICATION AU SEIN D'UNE CLASSE DE BOISEMENTS DE TERRE FERME (ANDRIEU ET MERING, 2009)

La Figure 20 illustre le niveau de subtilité dans les courbes permettant de distinguer deux formations végétales. On voit que la classe 1 présente un pic modeste dans le proche infrarouge (ETM4) et des

valeurs de luminance dans l'infrarouge à ondes courtes (ETM5) et l'infrarouge moyen (ETM7) sensiblement plus faibles que pour les autres classes. Ces caractéristiques sont celles de la mangrove et non des boisements de terre ferme.

Par exemple, Andrieu (2010) cartographie, entre autres, quatre niveaux de densité du couvert végétal de terre ferme dans les formations végétales continentales des régions septentrionales des Rivières du Sud (figure 21).

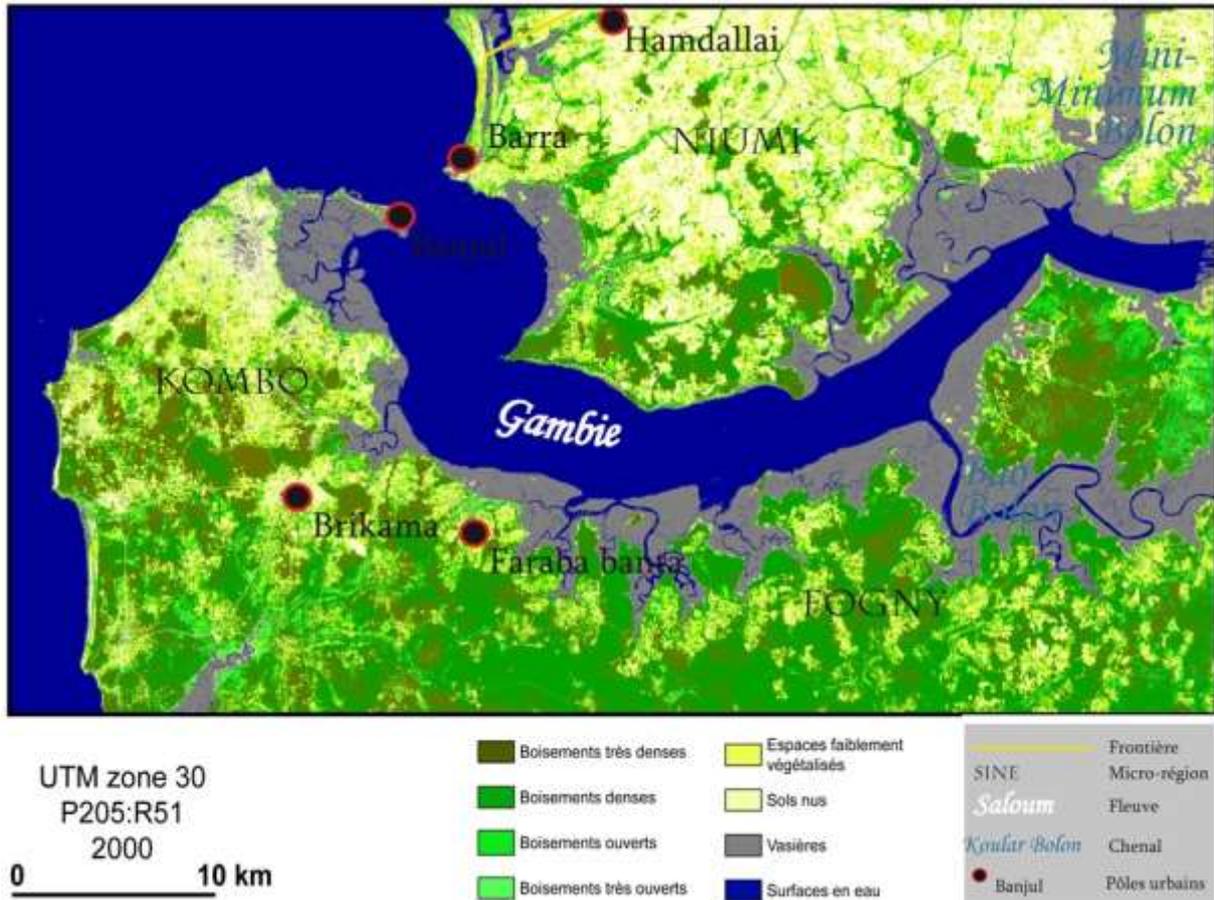


FIGURE 21 : CARTE DE LA DENSITE DU COUVERT VEGETAL (TERRE FERME) DANS LES REGIONS SEPTENTRIONALES DES RIVIERES DU SUD.

La plus grande diffusion des image satellites LANDSAT et SPOT, ces dernières années permet avec une plus grande facilité de combiner plusieurs saisons ce qui permet de distinguer des formations végétales qui, à une saison, sont similaires d'un point de vue radiométriques mais qui, à une autre saison, se distinguent l'une de l'autre (Braud *et al.*, 2014, Nord *et al.*, 2016).

3.1.3. Les textures pour la télédétection de la végétation

Si, au paragraphe 3.1.1 ci-dessus, a été exprimée une préférence pour les résolutions pluri-métriques, cela signifie pas que n'aient pas pu être développées des méthodes d'intégration de l'information incluse dans la très haute résolution. En effet, tout en gardant la position défendue plus haut que l'occupation du sol débute aux échelles/résolutions où les pixels effacent les objets de petite taille et offrent une moyenne de l'état de surface, la très haute résolution apporte une information d'intérêt

pour la cartographie de la végétation : la texture (Coggin, 1982 ; Mering, 1998 ; Abadi et Grandchamp, 2009).

L'idée est la suivante, en cas de disponibilité d'une image à très haute résolution dans laquelle se distinguent par exemple, chaque arbre d'une forêt voire chaque buisson d'une garrigue et chaque rangée de vigne d'une parcelle, il est possible de réduire l'image à la résolution souhaitée pour une approche par pixel d'occupation du sol (5 à 10 mètres) mais, en parallèle, de calculer à haute résolution un certain nombre d'indice de texture de l'image lesquels seront eux aussi ensuite ré échantillonnés à moyenne résolution et intégrés à la classification qui classera les pixels en fonction de la radiométrie et de la texture. Cela permet d'améliorer très sérieusement la distinction entre une garrigue et une vigne, lesquelles, en radiométrie à l'échelle d'un pixel de taille moyenne correspondent toutes deux à une végétation xérophile ouverte et basse mais où l'indice de texture peut distinguer des alignements réguliers d'échelle métrique d'une part et un semis aléatoire d'autre part.

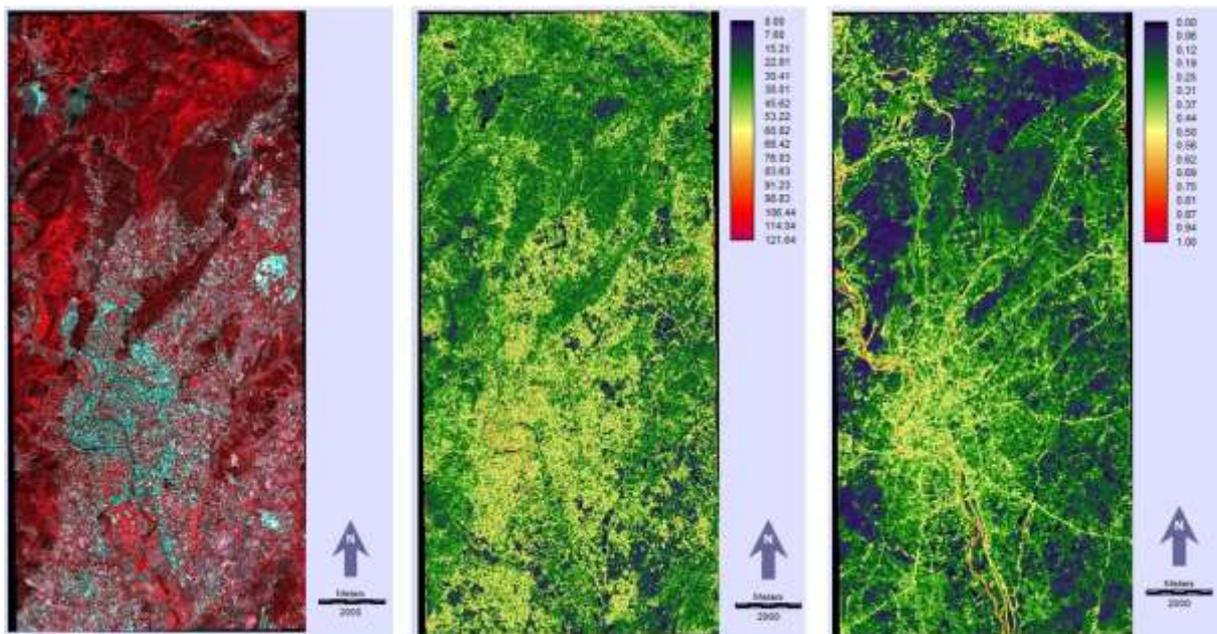


FIGURE 22 : EXEMPLES D'INDICES DE TEXTURES. GAUCHE : COMPOSITION COLOREE STANDARD A 2,5M DE RESOLUTION. CENTRE : TEXTURE D'ECHELLE FINE PAR L'ECART TYPE DE LA REFLECTANCE DE LA FIN DU VISIBLE EN HIVER SUR UNE FENETRE COULISSANTE DE 3x3. DROITE : TEXTURE D'ECHELLE MOYENNE PAR L'ECART TYPE DU NDVI EN ETÉ SUR UNE FENETRE COULISSANTE DE 7x7.

La figure 22 montre qu'à partir d'une image de haute résolution (2,5 m) il est possible de faire ressortir un grand nombre de textures différentes correspondant aux différentes structures micro-locales de la couverture du sol. La carte au centre (texture d'échelle fine par l'écart type de la réflectance de la fin du visible en hiver sur une fenêtre coulissante de 3x3) met en évidence dans les teintes de jaune la texture forte micro-locale des zones bâties et des vignes qui toutes se caractérisent, en été par des pixels voisins de luminance variables dans la fin du visible. La carte de droite (texture d'échelle moyenne par l'écart type du NDVI en été sur une fenêtre coulissante de 7x7) met en évidence les zones bâties et les axes de communication qui, en hiver, se caractérisent par un écart type assez élevé sur une fenêtre large (texture des immeubles, des grands axes de communication).

Il est possible, soit d'en choisir un petit nombre, contrastés en fonction des échelles et des saisons et des calculs de texture, soit d'en calculer un grand nombre et de les synthétiser par une analyse en composantes principales en traitant les premières composantes principales qui retracent, en un petit nombre de néo-canaux, alors les principaux contrastes de texture.

Ces indices peuvent être ensuite ré-échantillonnés à la résolution voulue pour la carte et adaptée à l'analyse radiométrique telle que développée ci-dessus. Images radiométriques et images texturales peuvent être intégrées dans un même calcul de classification qui constituera des classes contrastées tant pour leur radiométrie que pour leur texture.

3.2. La classification non supervisée et la détection d'entités biogéographiques

La partie centrale de la télédétection de la végétation reste une lecture de la signature spectrale des pixels ou des groupes de pixels, interprétés en termes de caractéristiques de la végétation et ici c'est bien l'enrichissement mutuel des connaissances de la végétation et de la physique de la télédétection qui rentrent en synergie pour obtenir une détection rigoureuse. Je n'ai pas ici vocation à faire un manuel de télédétection et viserai à présenter à travers quelques exemples issus de mes travaux les principes de mon approche d'abord pour les typologies classiques d'occupation du sol (**3.2.1**), puis pour les couvertures végétales tropicales (**3.2.2**) et enfin pour les couvertures végétales méditerranéennes (**3.2.3**).

3.2.1. Les typologies classiques d'occupation du sol

La carte d'occupation du sol est une donnée élémentaire pour un grand nombre d'études en géographie. C'est le point de départ de nombreuses analyses qualitatives des territoires mais aussi de modèles. Un nombre de plus en plus grand de bases de données d'occupation du sol sont disponibles aux chercheurs selon le modèle de Corine LandCover. Dans certaines régions, les bases de données des instituts géographiques nationaux peuvent permettre de produire d'excellentes cartes d'occupation du sol. Cependant, rares sont, parmi ces bases de données, celle présentant une mise à jour, une typologie adaptée aux travaux de biogéographie, une bonne résolution et une marge d'erreur réduite. Pour cette raison, il peut être utile de produire ses propres cartes d'occupation du sol. Cela permet d'en obtenir la typologie souhaitée et de réaliser des diachronies assez fiables.

Dans le cadre de l'ANR Floodscale, la quasi-totalité des modèles produits par les hydrologues pour la compréhension où la prévention des crues nécessitaient des cartes d'occupation du sol. Ma participation à l'ANR a été (entre autres) la production de cartes d'occupations du sol récentes pour les différents bassins versants emboîtés, chaque carte à l'échelle adaptée. La figure 23 illustre la carte à la plus petite échelle, celle encadrant les deux grands bassins versants de l'approche multiscalair : l'Ardèche et les Gardons.

On voit que, grâce aux images pluri saisonnières, il a été possible de distinguer, au sein des cultures, celles permanentes et celles saisonnières en séparant les cultures précoces et celles tardives. On remarque également une typologie forestière assez basique (feuillus, conifères, mixtes, forêts méditerranéennes).

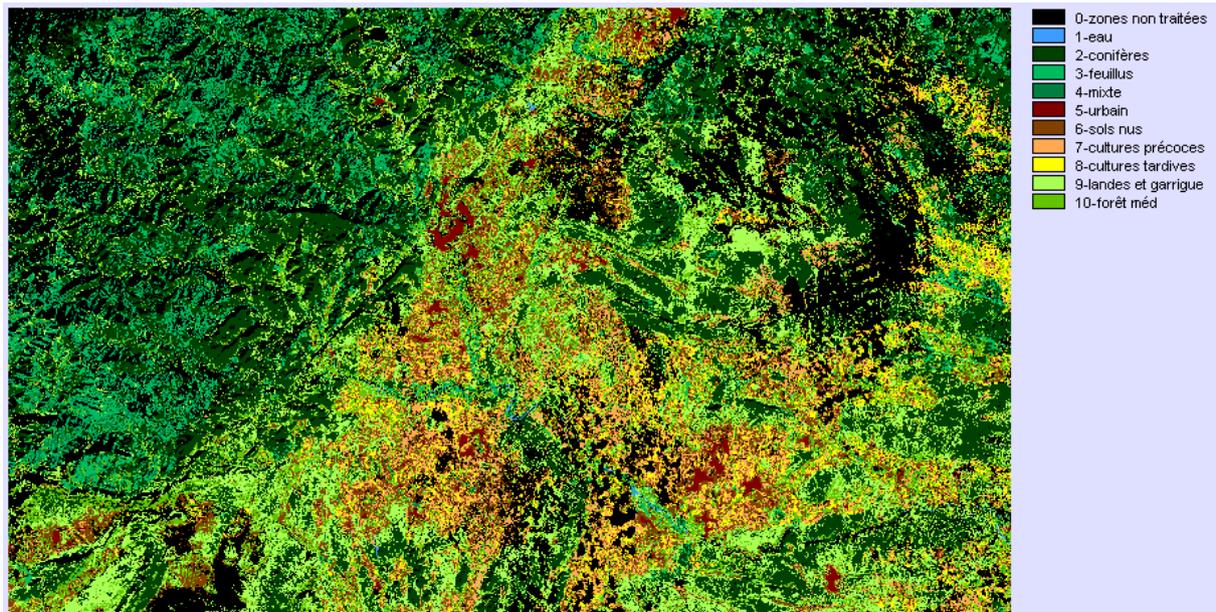


FIGURE 23 : CARTE D'OCCUPATION DU SOL DES BASSINS VERSANTS DE L'ARDECHE ET DES GARDONS (ANDRIEU ET ORNON, 2013)

3.2.2. Les couvertures végétales tropicales

Si, en France, la production de cartes d'occupation du sol par les chercheurs est minoritaire par rapport à l'utilisation de bases déjà constituées ou à la combinaison en environnement SIG vectoriel de telles bases de données, la majeure partie des zones tropicales sont en revanche dépourvues de telles bases de données. Ainsi, la télédétection y est plus fréquemment utilisée. J'ai donc produit des cartes de végétation sur les littoraux des régions septentrionales des Rivières du Sud (Andrieu, 2016 B) Sur le Bénin et le Niger (Andrieu, 2011 ; Bidou *et al.*, 2016) (figure 24) et encadré de jeunes chercheurs pour la production de telles cartes en Côte d'Ivoire (Andrieu *et al.*, 2016 A).

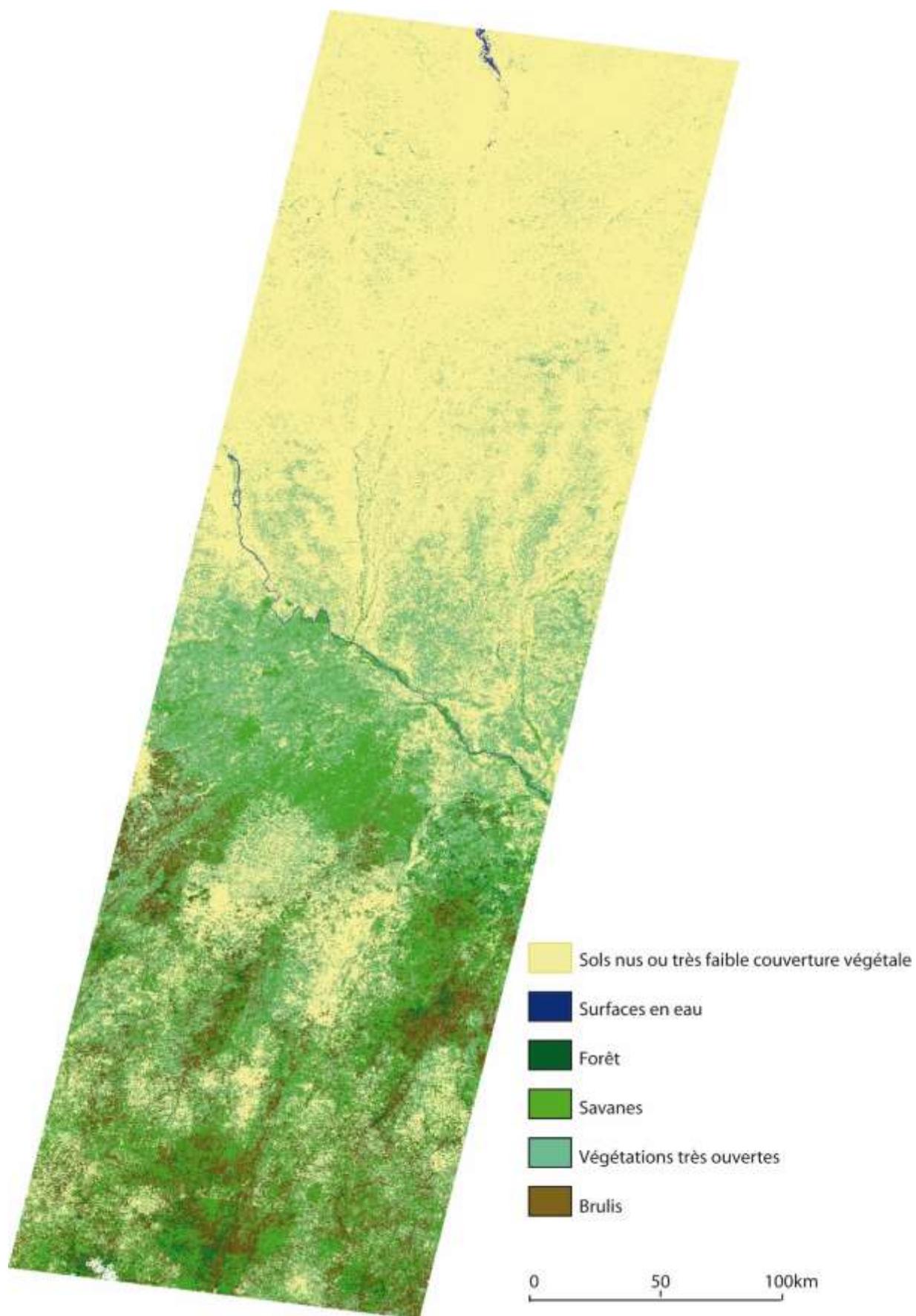


FIGURE 24 : CARTE DE VEGETATION D'UN TRANSECT DU BENIN AU NIGER (ANDRIEU, 2009)

Le climat tropical rend assez peu utile l'approche multi saisonnière mais peut rendre délicat le choix des images entre des saisons très nuageuses et des saisons sèches où l'occupation du sol est difficile à interpréter en termes de radiométrie.

3.2.3. Les couvertures végétales méditerranéennes

Le programme DILSPROSPECT a été l'occasion de tester les méthodes de cartographie de la végétation à des échelles assez fines dans un environnement littoral et strictement méditerranéen. La carte (figure 25) réalisée par classifications non supervisées emboîtées avec étape d'ACP (Andrieu et Mering, 2009) a permis de distinguer, outre deux classes de bâti (au sens d'un pixel de 6 mètres de côté avec un signal strictement typique du bâti, ou mixte), six classes de végétation méditerranéenne :

- Garrigues ouvertes,
- Garrigues denses,
- Forêts de feuillus sclérophylles,
- Forêt de conifères sclérophylles,
- Forêts mixtes entre ces deux types bionomiques,
- Forêts de feuillus décidus mésophiles.

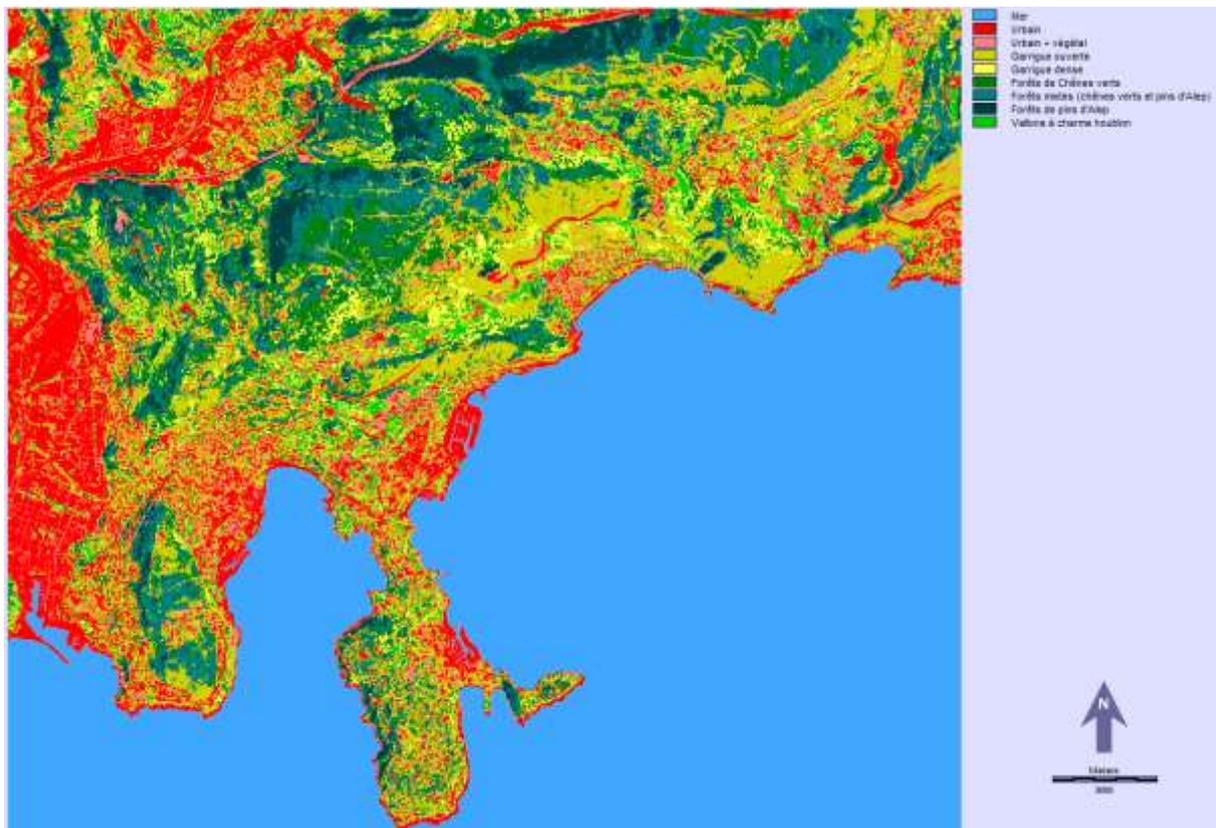


FIGURE 25 : CARTE D'OCCUPATION DU SOL DES CORNICHERS DE LA RIVIERA (ANDRIEU, 2015)

La connaissance des milieux et les vérifications de terrain permettent de caractériser les feuillus sclérophylles comme Chênes verts, les conifères sclérophylles comme Pins d'Alep et les feuillus décidus mésophiles comme les Charmes houblon (figure 25).

En conclusion, il me semble pouvoir, au regard de la variété des échelles, typologies et milieux étudiés, affirmer que la méthode non dirigée emboîtée (Andrieu et Mering, 2009) accompagnée d'une capacité de lecture des courbes spectrales est efficace et reproductible. Cependant, ce volet de télédétection de mon positionnement n'a d'intérêt que dans l'articulation avec les autres volets de l'analyse spatiale de la biosphère (Robin, 2015). Premièrement il est important d'aller systématiquement vers un croisement avec d'autres dimensions de la végétation (floristique et phénologique). Deuxièmement, son exploitation dans l'analyse des changements, sera présentée en deuxième partie. Enfin, les cartes d'occupation du sol permettent l'approche en écologie du paysage sur des cartes originales avec une typologie décidée *ad hoc*. Parmi ces différentes combinaisons d'approches et de dimensions d'analyse, se trouve le deuxième volet de méthodes d'analyse de la végétation par télédétection où j'ai eu l'occasion de me spécialiser : l'approche phénologique.

3.3. L'approche phénologique et les séries temporelles d'indices de végétation

L'importance, dans mes travaux, des relations climat végétation, de la recherche d'indicateurs de l'état de santé des couvertures végétales, et de l'approche temporelle m'ont porté à ajouter à l'approche multispectrale développée ci-dessus une approche en séries temporelle d'images de NDVI. Concernant cette approche, seront présentés les principes généraux (3.3.1), l'application aux grands ensembles phytoclimatiques (3.3.2) et la descente à des niveaux plus précis (3.3.3).

3.3.1. Principes généraux d'une biogéographie phénologique par télédétection

L'une des premières choses enseignées en biogéographie, à la lecture de la première carte des grands biomes de la planète et parmi les premiers vocables nouveaux se trouvent « caducifolié » et « sempervirent ». Il est donc assez normal que les télédétecteurs spécialistes dans la végétation notamment aux petites échelles et en liaison avec des questions climatiques soient allés chercher des méthodes de distinction de la sempervirence ou du caractère caducifolié de la végétation (Deering, 1978) et aient découvert une mine d'information sur le couvert végétal (Jakubauskas *et al.*, 2002 ; Anyamba et Tucker, 2005 ; Herrmann *et al.*, 2005 ; Heuman *et al.*, 2007 ; Camberlin *et al.*, 2008 ; Fensholt *et al.*, 2009 ; Jacquin *et al.* 2010 ; Boschetti *et al.*, 2013 ; Hminima, 2013 ; Eckert, 2015 ; Jamali *et al.*, 2014 ; Lia *et al.*, 2004). Très tôt, les télédétecteurs ont massivement (Tucker, 1979) adopté l'utilisation du NDVI.

De nombreuses utilisations à une date donnée du NDVI s'intègrent dans des méthodes de cartographie, arbres de décisions, modèles etc. (Fox *et al.*, 2015 ; Fox *et al.*, 2016). Or, je suis souvent critique vis-à-vis de cet usage mono date du NDVI. En effet, le NDVI est un indicateur très simple reflétant avec une grande réactivité l'intensité de l'activité photosynthétique de la végétation du pixel au moment exact de la prise de vue. Cependant, l'activité photosynthétique varie grandement dans le temps :

- D'une année sur l'autre avec la dynamique de la végétation,
- D'une saison sur l'autre en fonction des de l'activité végétale si l'année est divisée en saison favorable et défavorable (saisons froides aux grandes latitudes et altitudes ; saisons sèches sous les tropiques)
- D'un jour sur l'autre en fonction des variables météorologiques.

Ainsi, si l'on tient compte de cette forte variabilité temporelle, un regard critique sur l'usage du NDVI avec une utilisation mono-date non contextualisée du NDVI se justifie assez bien. En revanche, je partage l'intérêt qu'une assez nombreuse communauté de télédétecteurs porte à cette variabilité temporelle du NDVI, qui au lieu d'être une faiblesse est précisément une information très intéressante à exploiter, dans une optique de série temporelle.

Pour cette raison, la totalité des satellites à haute répétitivité met à disposition des séries temporelles de NDVI prétraitées permettant un examen spatiotemporel du NDVI. Dès lors, il ne s'agit plus de traiter des images de télédétection date par date en vue d'une étude diachronique mais de chercher des méthodes d'analyse d'ensemble des séries temporelles (Scanlon *et al.*, 2002). En ce qui me concerne j'ai pu appliquer ceci au littoral ouest-Africain pour l'étude des conséquences de la sécheresse (Andrieu, 2008), au Bénin et Niger pour quantifier la ressource fourragère (Andrieu, 2010), en côte d'Ivoire pour l'étude des transitions forêt savane (2 articles soumis). Dans ces différentes études basées sur 3 séries temporelles différentes (MSG, NOAA et MODIS) donc à des échelles spatiales et temporelles différentes, le couplage entre l'Analyse en Composante Principale et la classification par les Kmeans (Diday, 1973) ont révélé leur efficacité.

3.3.2. L'ACP pour l'examen des tendances spatiotemporelles

La totalité d'une série temporelle peut-être soumise à une ACP. Cette ACP produit un certain nombre de composantes principales au format d'images géographiques où chaque pixel a pour valeur la coordonnée sur l'axe factoriel de la composante principale. Ces Composantes principales hiérarchisent un ensemble de contrastes spatiotemporels où différents ensembles de pixels se différencient par des profils temporels différents (Chen *et al.*, 2003).

Les séries temporelles présentent une certaine répétitivité spatiale avec des zones de NDVI plus ou moins toujours élevés et des zones de NDVI plus ou moins toujours faibles. Dès lors, certaines composantes principales mettent en exergue ces contrastes spatiaux. Les séries temporelles présentent aussi une certaine répétitivité temporelle avec des périodes de NDVI plus ou moins toujours élevés et des périodes de NDVI plus ou moins toujours faibles (saisons). Dès lors certaines composantes principales mettent en exergue ces contrastes temporels.

Les premières composantes principales sont révélatrices de tels contrastes « évidents », les composantes principales suivantes tendent à présenter des contrastes spatio-temporels de bien moins grand poids statistique mais, parfois, d'un très grand intérêt scientifique comme les tendances de long terme d'évolution du couvert végétal ou de subtils contrastes entre deux types de végétation.

L'ANR ECLIS a permis l'étude d'un transect du centre du Bénin à l'Ouest du Niger. Celui-ci a été étudié par l'analyse d'une série temporelle de NDVI AVRH de la NOAA. C'est-à-dire 8 km de résolution spatiale, 15 jours de résolution temporelle et des images datant de juillet 1981. L'ACP a montré et c'est une configuration très fréquente, une inertie du premier axe qui écrase complètement celle des axes suivants (figure 26).

Pourcentage d'inertie des axes factoriels
AXES 1 à 4 = 97,08

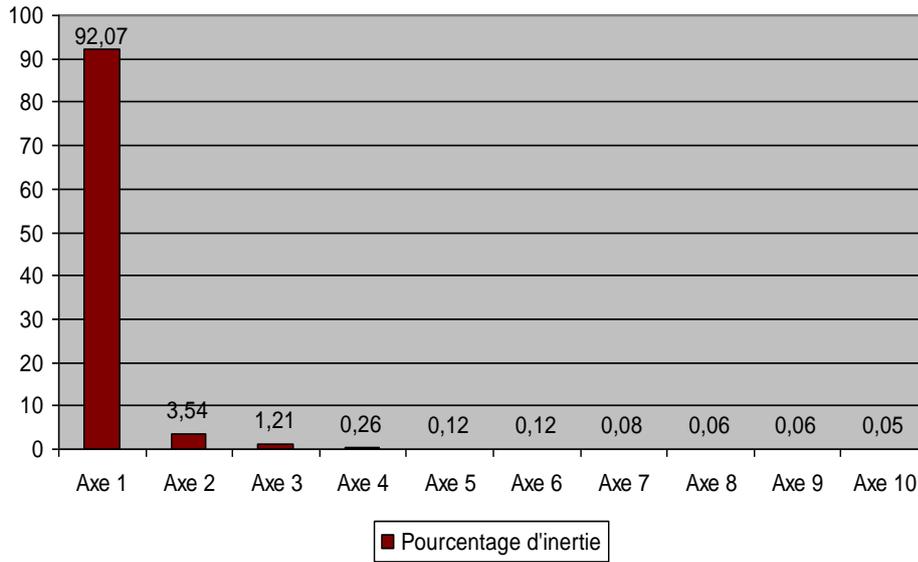


FIGURE 26 : INERTIE DES COMPOSANTES PRINCIPALES D'UNE SERIE TEMPORELLE DE NDVI DU BENIN AU NIGER (ANDRIEU ET AL, 2010).

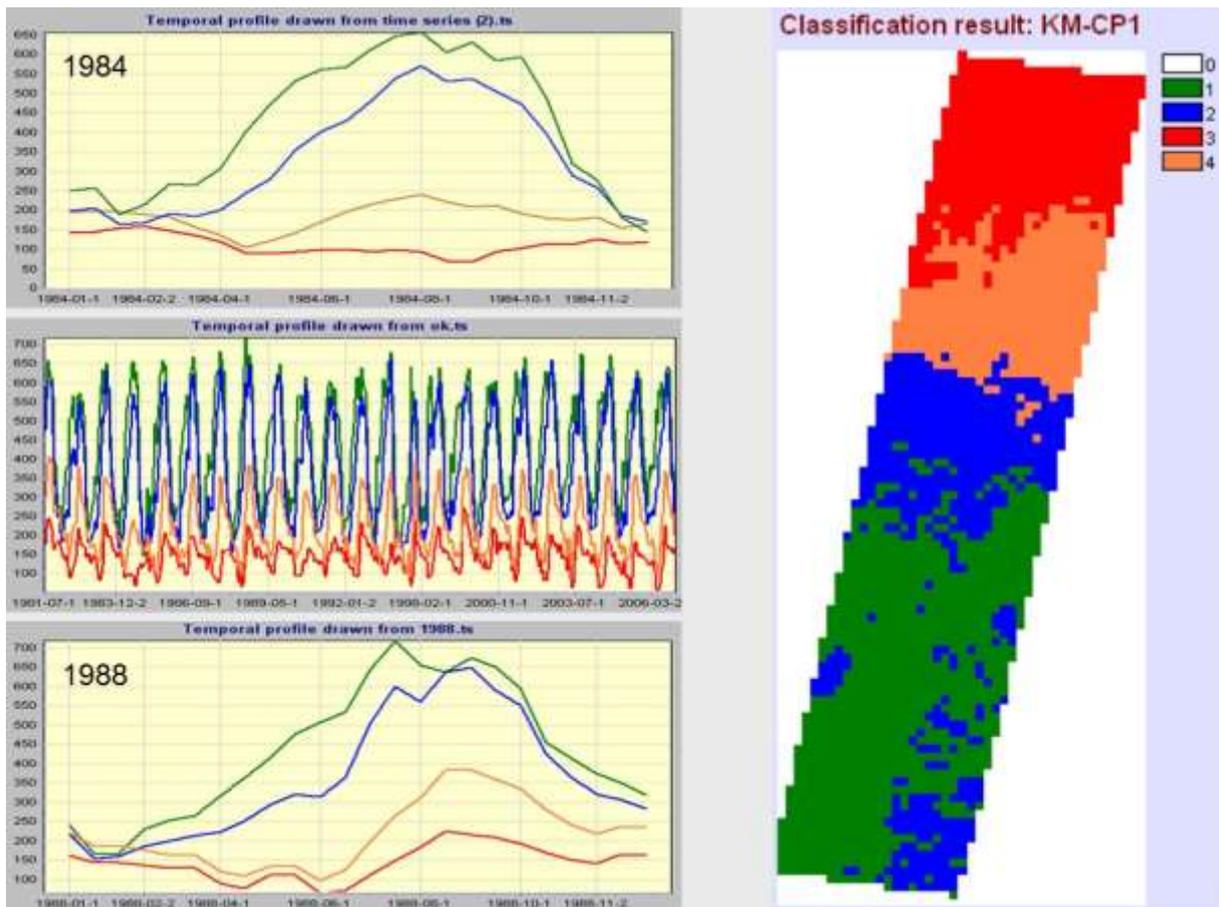


FIGURE 27 : PREMIERE COMPOSANTE PRINCIPALE D'UNE SERIE TEMPORELLE DE NDVI DU BENIN AU NIGER DIVISEE EN 4 CLASSES POUR L'INTERPRETER EN FONCTION DES PROFILS TEMPORELS (ANDRIEU ET AL, 2010) DROITE : CARTE DE LA CLASSIFICATION DE LA COMPOSANTE PRINCIPALE. GAUCHE EN HAUT, PROFILS POUR UNE ANNEE SECHE (1984) ; GAUCHE AU CENTRE, PROFILS POUR LES 23 ANNEES ; GAUCHE EN BAS PROFILS POUR UNE ANNEE HUMIDE (1988).

Une composante principale s'analyse à la fois spatialement et temporellement. Spatialement, une simple classification de la composante principale permet de repérer des ensembles de pixels (plus ou moins regroupés dans l'espace) avec des coordonnées les plus fortes (positives) les plus faibles (négatives) et des classes intermédiaires si l'interprétation le nécessite. Figure 27, la carte montre qu'assez logiquement, la première composante retrace le gradient bioclimatique du domaine soudanien au domaine sahélien. Temporellement, il est possible de caractériser chaque classe par la série temporelle totale ou par une année en particulier ou par la moyenne pour chaque quinzaine de l'ensemble des 23 années, etc. Ici, on voit que les 4 classes du sud au nord sont caractérisées par une gradation depuis un rythme avec une saison d'activité végétale longue avec un maximum élevé en juillet vers une saison courte dont le maximum d'activité reste faible. L'année 1984, de par sa sécheresse très marquée, ne montre pas de saison végétative pour la classe la plus septentrionale.

Ce même système d'interprétation, légèrement modulé dans le choix des profils temporels utiles selon l'échelle spatiotemporelle et selon les régions étudiées a pu être appliquées plusieurs fois (Andrieu, 2008, Andrieu *et al.*, 2010).

3.3.3. La classification pour la production cartographique synthétique

Une fois la série temporelle amplement examinée à l'aide de l'ACP, il est généralement nécessaire de produire une vision synthétique de cette série temporelle de sorte à distinguer les différentes régions phénologiques. Nous pouvons ici prendre l'exemple de l'application à la même série temporelle NOAA mais cette fois sur un grand rectangle englobant la Côte d'Ivoire et le Bénin, soit les deux pays étudiés dans le cadre du programme D2PCPCI.

En Côte d'Ivoire nous avons pu distinguer, par une classification non supervisée sur les premières composantes principales, interprétées selon la méthode ci-dessus, 10 classes dont 9 sont des régions continues ou du moins des groupes de pixels très compacts. Seule une est une bande discontinue de pixels peu compacts (Classe 9, Figure 28)

A ces latitudes, entre le milieu guinéen et le milieu soudanien, le gradient principal se fait entre des régions au rythme bimodal bien marqué, correspondant au rythme bimodal des pluies avec deux passages du front intertropical (classes 1, 2, 4 et 7 à 10) et des régions au rythme unimodal, correspondant au rythme unimodal des pluies avec un seul passage du front intertropical (classes 3, 5 et 6).

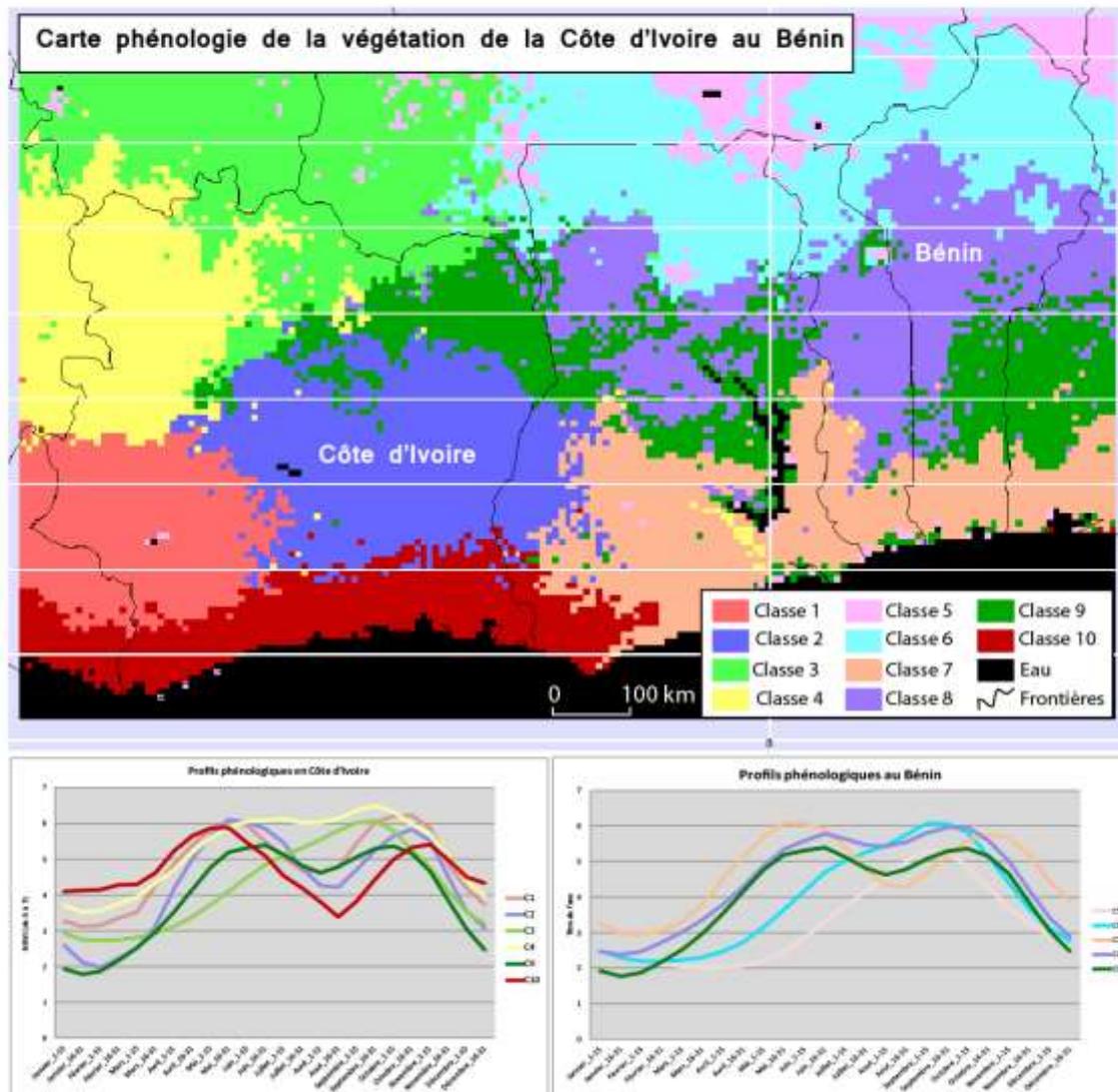


FIGURE 28 : CARTE DE SYNTHÈSE DES RÉGIONS PHÉNOLOGIQUES AVEC PROFILS PHÉNOLOGIQUES ASSOCIÉS.

L'approche en séries temporelles de NDVI présente, pour le biogéographe, un intérêt majeur puisque les rythmes saisonniers permettent de bien relier formations végétales et climat, dans l'espace et dans le temps. L'ACP permet une analyse de détail des structures spatiales et des temporalités et les classifications permettent une synthèse en une seule carte de ces caractéristiques phénologiques.

En conclusion de ce chapitre de télédétection, j'ai essayé de démontrer mon positionnement de télédétecteur capable de cartographier différents types de végétation sous différents climats principalement par le couplage de classifications non supervisées et d'interprétations radiométriques et de mettre en place de perfectionner des chaînes de traitement pour y arriver. J'ai essayé également démontrer l'intérêt complémentaire de l'approche multispectrale à haute résolution et de l'approche en séries temporelles d'indices à basse résolution même si dans ces

deux approches le plus grand intérêt est dans l'analyse des changements. Ces points seront abordés en deuxième partie.

Conclusion de la première partie

Dans cette première partie j'espère avoir réussi à démontrer une bonne connaissance de la complexité de la spatialité de la végétation terrestre dont les différentes composantes, les différentes dimensions et les différentes échelles, présentent des spatialités propres nécessitant chacune un examen attentif de la réalité biologique avant la recherche en analyse spatiale. Pour cette raison il m'a semblé nécessaire de me situer au regard d'un petit nombre de débats ou de concepts, puis de réaliser un rapide portrait des principales méthodes d'analyse spatiale de la végétation avant de me concentrer sur l'une d'entre elles, la télédétection. En synthèse, je souhaite insister une dernière fois sur l'intérêt d'une prise en compte des trois dimensions de la végétation, formes, physiologie, fonctionnement pour l'étude de la biosphère.

Premièrement, il s'agit de produire une synthèse non exhaustive de méthodes de récolte et d'analyse de données naturalistes et spatialisées de la végétation à commencer par l'observation floristique localisée et quantitative offrant au biogéographe une possibilité d'exercer des calculs sur les liaisons entre les milieux et les espèces présentes. Un cadre global permettant de guider la biogéographie vers des méthodes reproductibles et efficaces de cartographie de ses « objets » principaux a ensuite été donné. Il s'agit notamment de méthodes de cartographie d'aires de distributions, d'écosystèmes ou de paysages. Ces méthodes géomatiques étant basées essentiellement sur des méthodes issues du traitement d'image géographique mais elles sont probablement toutes transposables à un environnement géomatique vectoriel.

Deuxièmement, certaines approches de télédétection appliquées à l'analyse spatiale de la végétation terrestre ont été présentées. Ici non plus, le chapitre n'avait pas vocation à l'état de l'art des méthodes, encore moins à l'exhaustivité de celles-ci. Il s'agit de présenter mon positionnement face à l'outil qu'est télédétection en cohérence avec les considérations du début de la partie. Deux volets de la télédétection y sont présentés. Pour débiter, la cartographie de la végétation est associée aux méthodes d'analyse multispectrale. Les classifications non supervisées y occupent donc une place importante, associées aux méthodes emboîtées qui constituent une façon simple de les rendre plus performantes. Pour conclure, les analyses de séries temporelles de NDVI complètent une approche de la télédétection de la végétation terrestre par une dimension physiologique, très réactive aux changements climatiques.

Grâce au cadre méthodologique général qu'a constitué cette première partie, et sans perdre cet objectif de présentation d'un cadre méthodologique, la deuxième partie sera centrée sur l'étude des changements et permettra aussi quelques illustrations thématiques sur les changements spatiaux de la biosphère.

Deuxième partie : outils de compréhension d'une biosphère en changement

Les concepts et méthodes d'analyse spatiale de la végétation terrestre développées en première partie définissent une approche. Cependant, si la particularité de l'approche de chaque chercheur est, selon moi, capitale pour en comprendre les travaux, le chercheur se définit aussi, voire surtout par les questions qu'il pose. En ce qui me concerne c'est le changement de la biosphère qui est au centre de mes questionnements, au centre des principaux programmes de recherche auxquels j'ai contribué et au centre de mes principales publications. Ce thème de recherche est évidemment très vaste, bien trop vaste pour une carrière et je ne prétends évidemment pas avoir apporté à la science une vue d'ensemble du thème. En revanche, sur un petit nombre de cas d'études portant sur ce thème, j'ai pu développer des méthodes reproductibles et apporter une expertise sur comment l'étudier.

Racine *et al.*, (1980) cités par Pumain (1998) posent la question : « Les géographes auraient-ils peur de parler du changement ? En fait, leur discipline est encore peu formalisée, il est difficile d'y repérer des positions clairement identifiées quant à cette notion ». Je m'inscris, en ce qui est de l'analyse spatiale de la végétation terrestre, assez volontiers dans ce constat. En effet, ni les concepts liés aux changements, ni les outils qui permettent d'en optimiser les études ne sont objets de publications majeurs ou d'efforts de diffusion.

Or, la végétation terrestre change en permanence, quelle que soit l'échelle spatiale ou temporelle. De ce fait, les structures spatiales de la végétation changent également. Je ne prétends absolument aucune primauté sur aucun outil ni aucun concept de l'analyse du changement de la végétation terrestre ; en revanche, je pense que la synthèse de mes activités de recherche depuis la thèse permet de constituer un volume méthodologique original et un positionnement méthodologique qui permettra d'aider la biogéographie française à réfléchir à sa capacité de s'approprier de façon plus homogène et cohérente de questions telles que la déforestation ou l'impact du changement climatique sur la végétation. En effet, les questions de changement spatial, telles que posées dans la biogéographie comme je la pratique, ont fortement contribué à une nouvelle action de recherche du prochain contrat de l'UMR ESPACE, en l'occurrence celle qui sert, aussi, à fédérer l'équipe de Nice de l'UMR, dans un axe unique, indépendamment de l'ensemble des affiliations des chercheurs et enseignants chercheurs dans les axes et actions. Or, c'est pour cette action de recherche, comme pour cette deuxième partie du volume « positionnement et projet », un angle méthodologique qui est mis en avant.

Pour ces raisons, pour valoriser cette tentative d'aider à donner des normes aux études du changement de la structure spatiale de la végétation, cette deuxième partie se veut d'un intérêt méthodologique et elle est donc construite dans l'ordre dans lequel la recherche doit selon être ici effectuée : une première étape de description des changements **(4)**, une deuxième étape d'explication des changements **(5)** et une troisième étape de modélisation des changements **(6)**.

4. Décrire changements en biogéographie

Décrire les changements de la végétation terrestre nécessite une source décrivant le passé dont certaines me sont familières comme les archives d'imagerie de télédétection ; l'analyse de la végétation de terrain de sorte à déduire les changements récents, les bases de données floristiques passées et les enquêtes sur les évolutions du paysage. Ces différentes sources sont extrêmement complémentaires entre elles si l'on veut avoir une vue complète de la végétation dans ses différentes dimensions : paysagère (4.1), phénologique (4.2) et floristique (4.3).

4.1. Décrire les changements de la structure spatiale de la couverture végétale

La structure spatiale de la couverture végétale, que ce soit à l'échelle locale où s'observent les variations fines des taux de recouvrement du sol ou à l'échelle où se cartographie l'occupation du sol, évolue sous forme d'augmentation, diminution ou transformation du couvert végétal. Il est délicat et capital, pour comprendre les changements de la végétation terrestre, de savoir détecter et cartographier ces changements (4.1.1), de savoir quantifier et décrire les structures spatiales de ces changements (4.1.2) mais aussi de savoir donner une description qualitative de ces changements (4.1.3).

4.1.1. Détecter les changements de la structure spatiale de la couverture végétale

Premièrement, il convient de dire que la télédétection a très amplement fait ses preuves dans le domaine de la détection des changements de l'occupation du sol (Dubreuil et al., 2008). Il s'agit, par ailleurs, d'une branche majeure de la télédétection qui ne se restreint pas à sa dimension végétale. D'innombrables méthodes ont été mis en place et une importante littérature compare ces méthodes entre elles (Singh, 1989 ; Rindfuss *et al.*, 2004 ; Lu *et al.*, 2004 ; Coppin *et al.*, 2004). Ma position sur la question repose sur les postulats suivants :

- La simplification de la couverture végétale en catégories est une nécessité pour arriver à une information synthétique utilisable mais elle comporte des biais dont il faut être conscient dans l'analyse (Hubert-Moy, 2004).
- Nous ne disposons jamais de données de terrain passées et présentes récoltées de manière identique pour que les approches de détection des changements ne passent par une méthode supervisée.
- Le terrain comme validation est donc une étape majeure et délicate où doivent être recherchés les indices des changements passés récents dans la structure de la végétation, son peuplement, sur et dans les sols etc.

Les techniques de détection des changements sont, en grande majorité, la reproduction de la détection à un temps T suivi du croisement des deux cartes. Ainsi, elles sont aussi variables que les méthodes de télédétection. J'ai pu contribuer à des publications utilisant une photo-interprétation visuelle à deux dates : figure 2 sur les oliveraies de Sospel in Courtot *et al.*, (2014) ; figure 29 sur les espaces agricoles et sylvo-pastoraux du Niger in San-Emeterio *et al.* 2013.

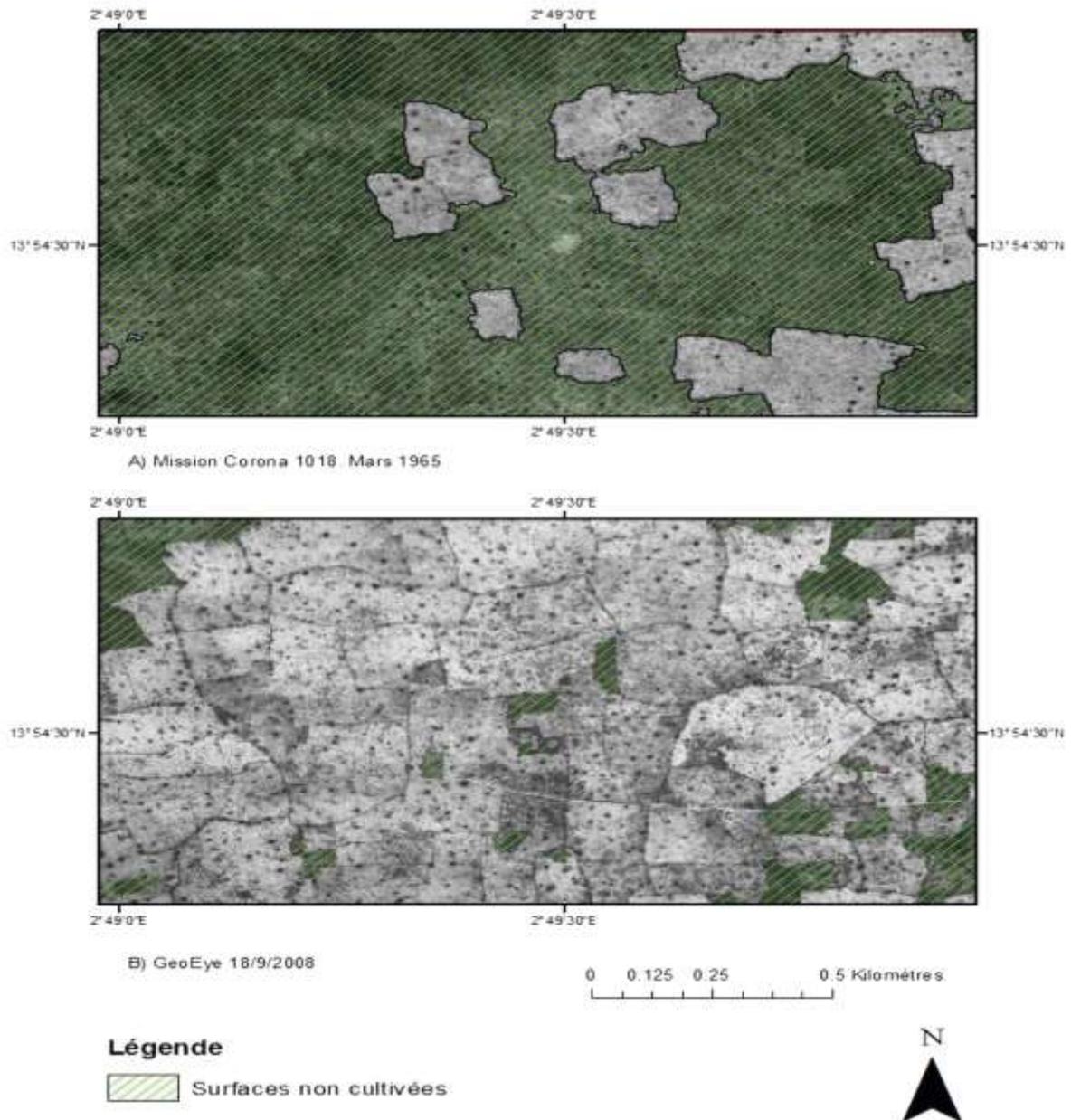
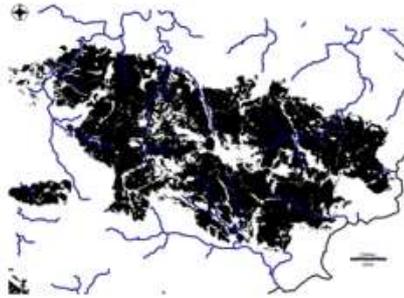
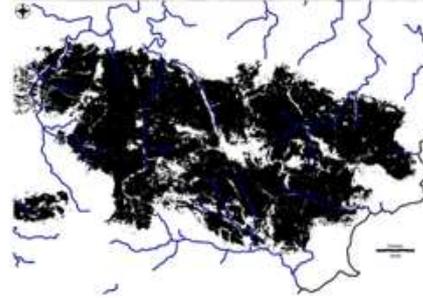


FIGURE 29 : CARTE DES SURFACES CULTIVEES ET NON CULTIVEES AU NIGER EN 1965 ET 2008.

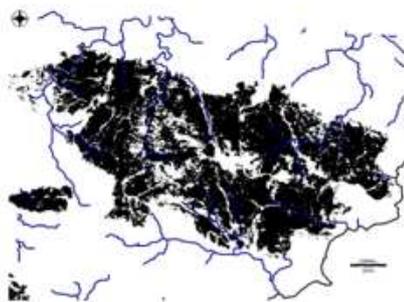
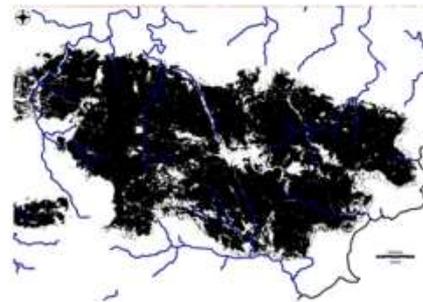
J'ai également pu utiliser des méthodes de types arbres de décision avec des seuillages d'indice sur des images satellitaires (figure 30)

Figure 2e: Post-fire Vidauban Landsat dNBR

burn scar.

Figure 2f: Post-fire Vidauban SPOT dNBR

burn scar.

Figure 2g: Post-fire Vidauban LandsatdNDVI burn scar.Figure 2h: Post-fire Vidauban SPOT dNDVI

burn scar.

FIGURE 30 : DETECTION DE CICATRICES D'INCENDIES DE FORET PAR ARBRES DE DECISION SUR LES INDICES NDVI ET NBR. (FOX ET AL., 2016)

Cependant, la méthode (Andrieu et Mering 2009) en classifications non supervisées emboîtées reste celle qui a pu être appliquées le plus grand nombre de fois et, ce, pour des terrains très différents : le Bénin et Niger (Bidou *et al.*, 2016), la Côte d'Ivoire (Andrieu 2016 a), le littoral ouest-Africain (Ackermann et al., 2007 ; Andrieu 2016 b) ici pris pour exemple.

La reproduction de la même méthode de cartographie de l'occupation du sol ou de la végétation à deux dates permet la création de bases de données d'images géographiques qui, par leur croisement permettent de cartographier les changements. La méthode a été réutilisée en 2016 pour mettre à jour la cartographie des régions septentrionales des Rivières du Sud et a montré les résultats suivants (figure 31). On y retrouve les grandes régions stables, comme les principaux massifs de mangrove de la Gambie et du Sud du Saloum, les forêts classées du Nord de la Casamance ou les grandes régions agricoles (Bassin arachidier). On y voit que, conformément à ce qui avait été observé entre 1979 et 1988 et entre 1988 et 1999, chaque microrégion présente une dynamique propre avec un plusieurs types de changement avec une structure spatiale qui lui est propre. Par exemple, à ce nouveau pas de temps le Sine est caractérisé par une importante régression des boisements de terre ferme ; les mangroves de Casamance sont caractérisées par une importante progression et la rive sud de la Gambie par un semis de petites taches de progression et de régression dans une matrice de stabilité.

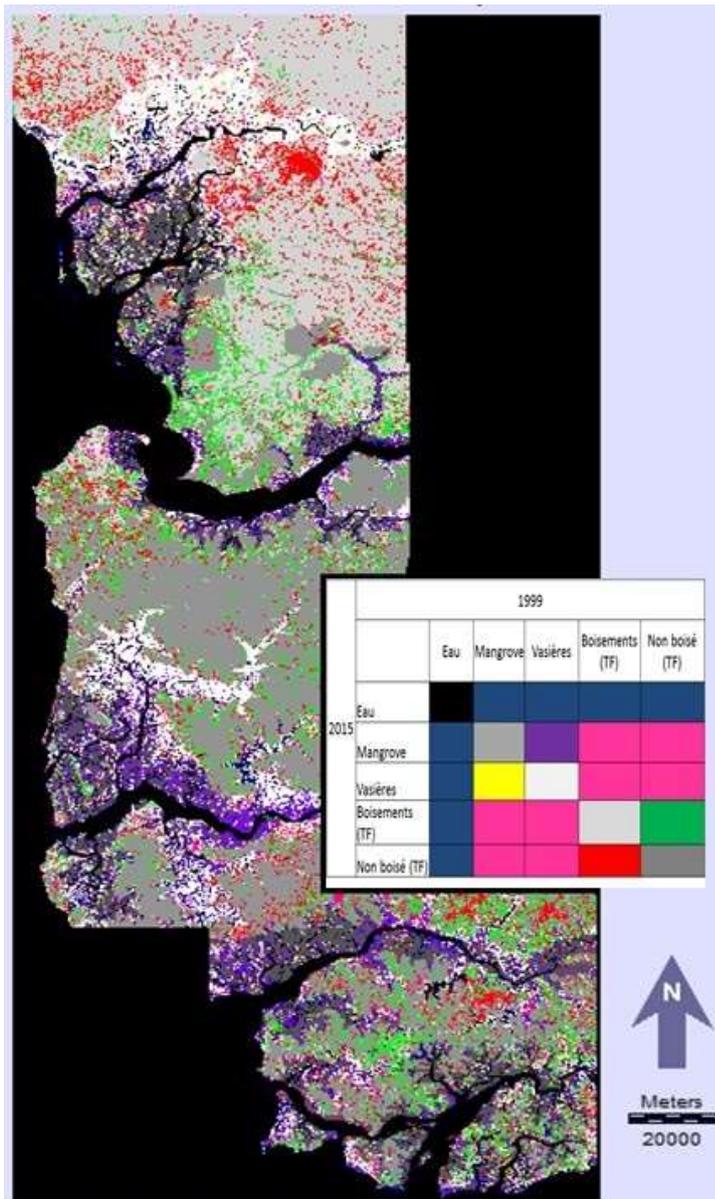


FIGURE 31 : CARTE DES CHANGEMENTS DE LA COUVERTURE DU SOL DANS LES REGIONS SEPTENTRIONALES DES RIVIERES DU SUD.

4.1.2. Quantifier et spatialiser les changements de la structure spatiale de la couverture végétale

Il me semble qu'il y a une faiblesse concernant le niveau d'exploitation des cartes de changement. D'une part, il est possible de pointer un grand nombre de travaux qui mettent côte à côte des cartes à différentes dates sans créer de carte du changement (Tappan *et al.*, 2000 ; Vasconcelos *et al.*, 2000). D'autre part il est possible de pointer un nombre tout aussi grand de travaux qui ne restituent sur les cartes de changement qu'une infime part du changement (Tappan *et al.* 2000). Enfin, une part mineure effectue des traitements secondaires sur les cartes de changement pour tirer le maximum d'information quantitative et spatiale de ces changements dans l'espace et dans le temps (Andrieu, 2016 B). Sans prétention à l'exhaustivité je vais ici présenter deux outils de quantification et de spatialisation des changements :

La matrice de transition et la tentation d'en oublier une moitié.

Croiser deux cartes d'occupation du sol ou deux cartes de végétation permet de produire, en toute facilité, une matrice de transition. Celle-ci permet de quantifier la stabilité et les différents changements (Andrieu, 2010). Cette matrice peut être très longue et assez chaotique en télédétection si d'une part les cartes comprennent un grand nombre de classes et d'autre part dans la mesure où dans les marges d'erreurs normales de la télédétection, se trouvent un petit nombre de pixels mal classés créant des transitions dans toutes les cases de la matrice.

Rien de rare ou de complexe n'est à présenter sur les matrices de transition sinon pointer du doigt une limite assez récurrente à certains travaux qui vont rechercher dans les matrices de transition les superficies du phénomène observé (ex : déforestation) sans faire état des autres transitions (ex reforestation). La supériorité de l'intérêt scientifiques de certaines transitions sur d'autres et la possibilité de travaux et publications centrées sur certains phénomènes ne fait aucun doute mais l'objectivité scientifique ne peut se passer d'une mise en contexte et d'une rigueur. En outre, cet « oubli » d'une moitié de la matrice est aussi un risque de ne pas prendre conscience de phénomènes jusqu'ici inconnus ou mineurs mais qui peuvent être les prémices d'inversions de tendances (Andrieu 2016b). La matrice de transition (tableau 3) de la carte précédente, (figure 32) montrent que 80,2 % de l'image est stable à ce pas de temps selon cette nomenclature. Elle montre que 2,7 de l'image est passé de zone en eau à zone exondée en grande majorité avec des vasières. 2,8 % de l'image sont des erreurs puisque cartographiées comme appartenant au domaine intertidal à une date et au domaine continental à une autre. Enfin, les quatre changements recherchés sont quantifiés, pour la mangrove : 3,6 % de progression contre 0,6 % de régression ; pour les boisements de terre ferme : 5,4 % de progression contre 4,8 % de régression. Le bilan de la mangrove est donc une forte progression alors que celui de la terre ferme est une légère progression de la couverture boisée.

TABLEAU 3 : MATRICE DE TRANSITION ENTRE 1999 ET 2015 DANS LES REGIONS SEPTENTRIONALES DES RIVIERES DU SUD

		1999				
		Eau	Mangrove	Vasières	Boisements (TF)	Non boisé (TF)
2015	Eau	21,8	0,1	0,8	0,0	0,0
	Mangrove	0,8	9,3	3,6	0,2	0,2
	Vasières	0,9	0,6	8,7	0,3	0,7
	Boisements TF	0,0	0,7	0,6	21,9	5,4
	Non boisé (TF)	0,1	0,1	0,0	4,8	18,5

La quantification des superficies peut également passer par d'autres formes d'expression comme des courbes ou des histogrammes. Barima *et al.*, (2016) illustrent par exemple la dégradation de la Forêt classée du Haut Sassandra en Côte d'Ivoire par des courbes de la proportion des classes à cinq dates. On peut y voir que la couverture forestière a connu un début de diminution entre 2002 et 2006, une très forte diminution entre 2006 et 2013 qui s'est poursuivie à un rythme important jusqu'à 2015 (figure 32).

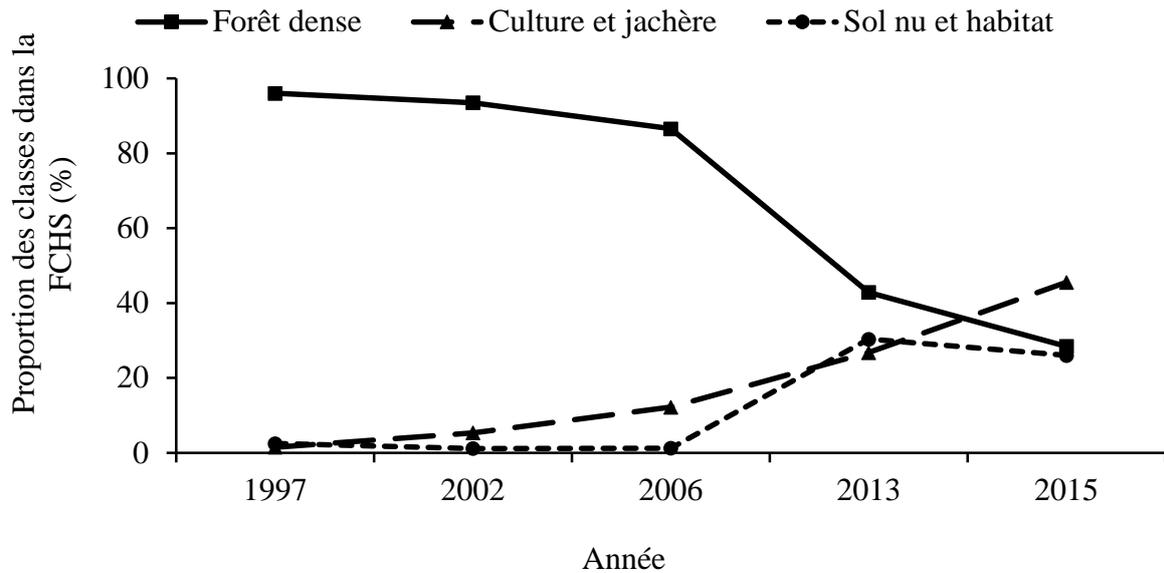


FIGURE 32 : COURBES DE LA PROPORTION DES CLASSES DANS LA FCHS DE 1997 A 2015

La morphologie mathématique pour extraire les structures spatiales des changements

Dans un deuxième temps une étape primordiale et pourtant très rarement utilisée est l'étude des structures spatiales des changements. Je propose ici l'emploi de la morphologie mathématique (Matheron, 1967 ; Serra, 1982 ; Voiron-Canicio, 1995 ; Mering, 1998). Les opérateurs de morphologie mathématiques sont en effet des outils puissants pour extraire d'une carte complexe une classe de changement (approche booléenne) puis en exprimer les structures spatiales peu apparentes au premier abord.

Il est possible par exemple de calculer la fréquence locale de la classe de changement étudiée. La figure 33 met mieux en valeur l'importance, variable dans l'espace, de la cinématique de progression de la mangrove. C'est donc à l'amont du delta que s'observent les plus grandes fréquences locales.

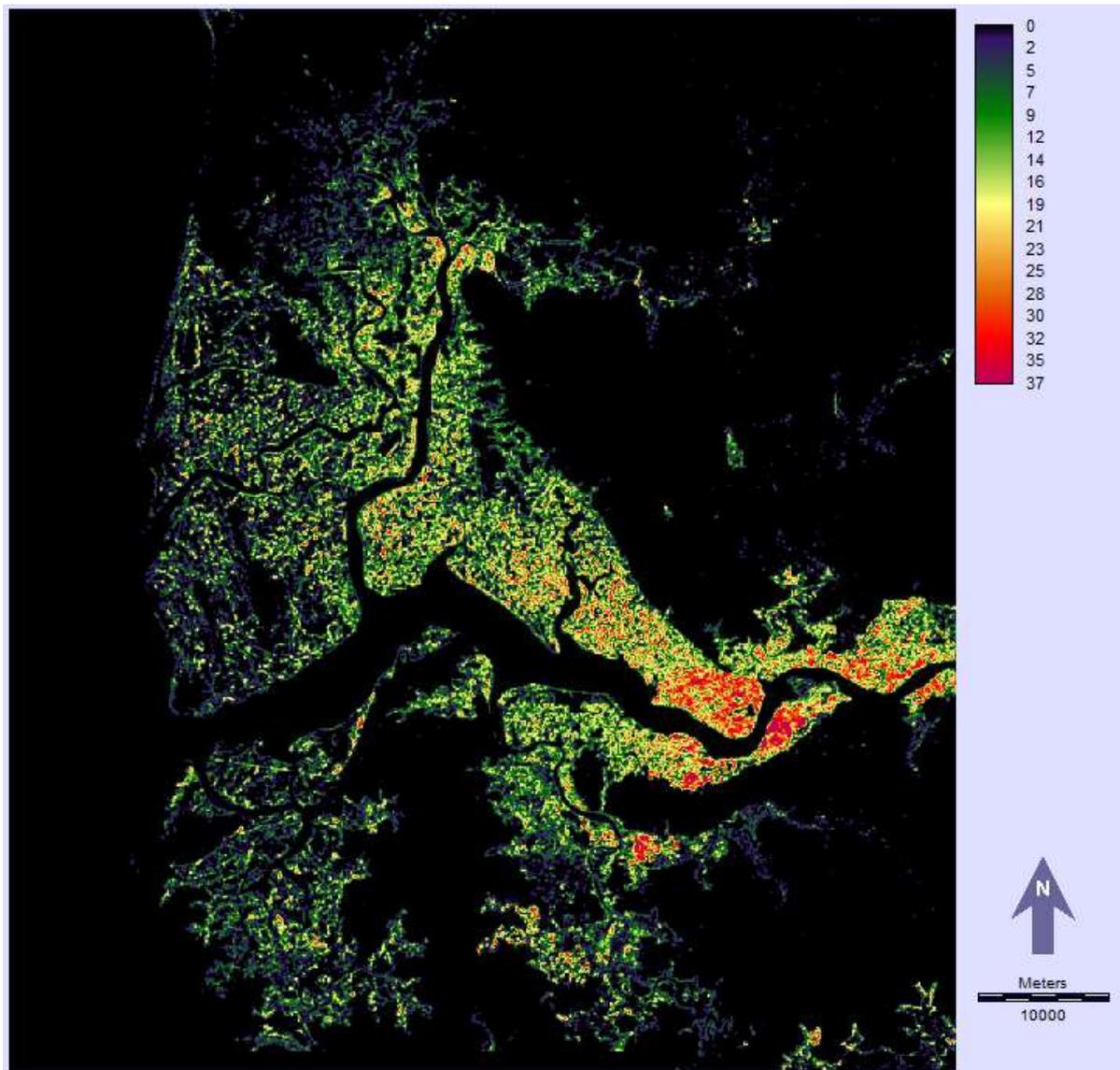


FIGURE 33 : CARTE DE LA FREQUENCE LOCALE DE LA PROGRESSION DE LA MANGROVE EN CASAMANCE ENTRE 1999 ET 2015.

Autre exemple, une carte complexe, telle qu'une carte des changements peut ne révéler parfois que très mal visuellement certaines de ses structures spatiales. Les opérateurs simples de la morphologie mathématique peuvent en révéler un certain nombre. Nous avons (figure 34) réalisé un masque des pixels stables entre 1999 et 2015 (excluant l'eau) et nous avons effectué 3 érosions successives de fenêtre 7x7 pixels de sorte, par un progressif changement d'échelle éliminer les petits éléments et les bordures d'éléments. Ce qui reste en vert sur la carte sont des noyaux de stabilité au centre de grandes zones stables. Le Sine (Nord de la Carte) qui apparaît visuellement (figure 31) comme un grand ensemble stable agricole se révèle, ainsi, comme un espace fragmenté avec des changements régulièrement répartis puisqu'il n'est pas dans les noyaux de changements.

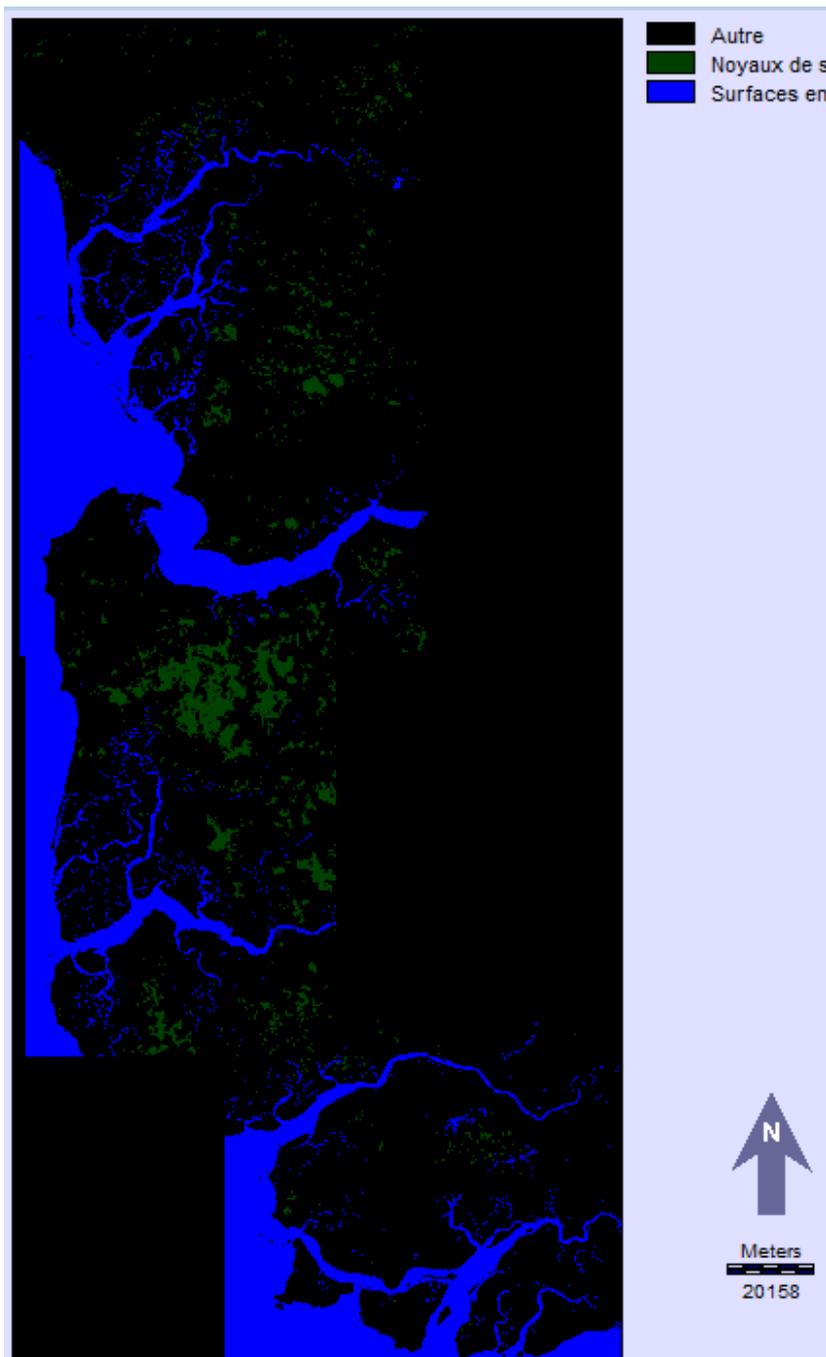


FIGURE 34 : NOYAUX DE STABILITE DEFINIS PAR 3 EROSIONS SUCCESSIVES AVEC UN OPERATEUR DE 7X7 PIXELS

4.1.3. Qualifier les changements de de la structure spatiale de la couverture végétale

La troisième étape est ici la plus délicate, il s'agit de savoir qualifier les changements, choisir les termes et les concepts est ici primordial. Premièrement, il est capital de faire état des référentiels temporels, en effet, les dates étudiées sont toutes à prendre dans des contextes sociaux et environnementaux particulier qui jouent un rôle majeur dans notre interprétation des changements. Etudie-t-on objectivement les changements entre la date 1 et la date 2 ou bien entre un état de référence plus ou moins objectif et un état actuel qui doit être décrit par l'écart entre l'état de référence et l'état actuel ?

La biogéographie et l'écologie ont, en effet, été fondamentalement structurées, sur cette question, par l'approche climacique (1.1.1). Dès lors, toute observation d'une formation végétale débutait par

l'estimation de l'éloignement entre la végétation actuelle observée et une végétation théorique, parfois jamais observée. Le paragraphe 1.1.1 a permis de préciser les critiques sur cette approche désormais amplement désuète et il est évident que seule une comparaison entre deux dates connues et comparables est ici d'intérêt.

Cela n'écarte pas un certain nombre d'autres risques de fortes subjectivités liées aux référentiels temporels. D'une part il existe un instinct à rechercher dans les référentiels passés un pas de temps entre le présent et une durée équivalente à la mémoire des anciens, une à deux générations. Cela correspond à des sources bibliographiques, cartographiques et d'imagerie de télédétection qui sont à la fois accessibles, relativement comparables mais aussi suffisamment éloignées dans le temps. Ce pas de temps, s'il est associé à une trop faible mise en contexte et un instinct à la nostalgie de « la génération de nos grands-parents » devient un biais fort à la qualification des changements.

Ce point amplement développé durant ma thèse de doctorat par rapport à l'usage du concept de dégradation, n'a pas lieu de l'être ici, notons que cette distance est également prise par d'autres équipes (Ballouche, 2016 ; Nuscia-Taibi, 2015). Il est recommandé, selon moi, de débiter par une étude attentive du présent et de remonter le temps progressivement en effectuant, à chaque étape, les contextualisations nécessaires par rapport à un temps présent mieux connu car observable à volonté contrairement à un passé où seules quelques données sont accessibles. L'analyse rétrospective avec le temps présent comme référentiel présente un bien moins grand risque de subjectivité que de prendre une date passée mal connue comme point de référence.

Une fois ces précisions effectuées, le choix du vocabulaire décrivant ces changements est à faire avec soin et à justifier. Je n'ai pas ici l'ambition de lister les différents concepts de caractérisation des changements de la végétation et du milieu et de m'exprimer sur leurs plus ou moins bonnes définitions ou utilisations dans chaque contexte. Cependant, il est possible d'utiliser deux exemples de comment l'analyse spatiale des changements de la végétation peut permettre de donner un cadre concret d'exemple, voire peut-être même de définition de certains mots.

Les métriques paysagères dans une approche cinématique

Enfin, dans la mesure où l'une des principales applications de la cartographie de l'occupation du sol et de la végétation aux études environnementales est l'écologie du paysage, il est ici utile de rappeler l'intérêt de l'étude de la variation dans le temps des structures spatiales du paysage. Comment caractériser spatialement et quantitativement des processus tels que le mitage ou la fragmentation d'une matrice forestière ?

Les métriques de l'écologie du paysage sont nombreuses, et parfois redondantes entre elles. Il me semble que la prudence dans ce genre de cas de figure impose de débiter par les métriques les plus simples et les plus proches des attributs majeurs de l'objet décrit dans le cas présent, le nombre de taches, la superficie de la classe et la taille de la plus grande tâche.

Dans un deuxième temps, pour choisir et utiliser un nombre limité d'indices pertinents et cohérents entre eux, l'approche par arbre de décision semble la mieux adaptée. Celui proposé par Bogaert (Bogaert *et al*, 2004) est particulièrement efficace (figure 35).

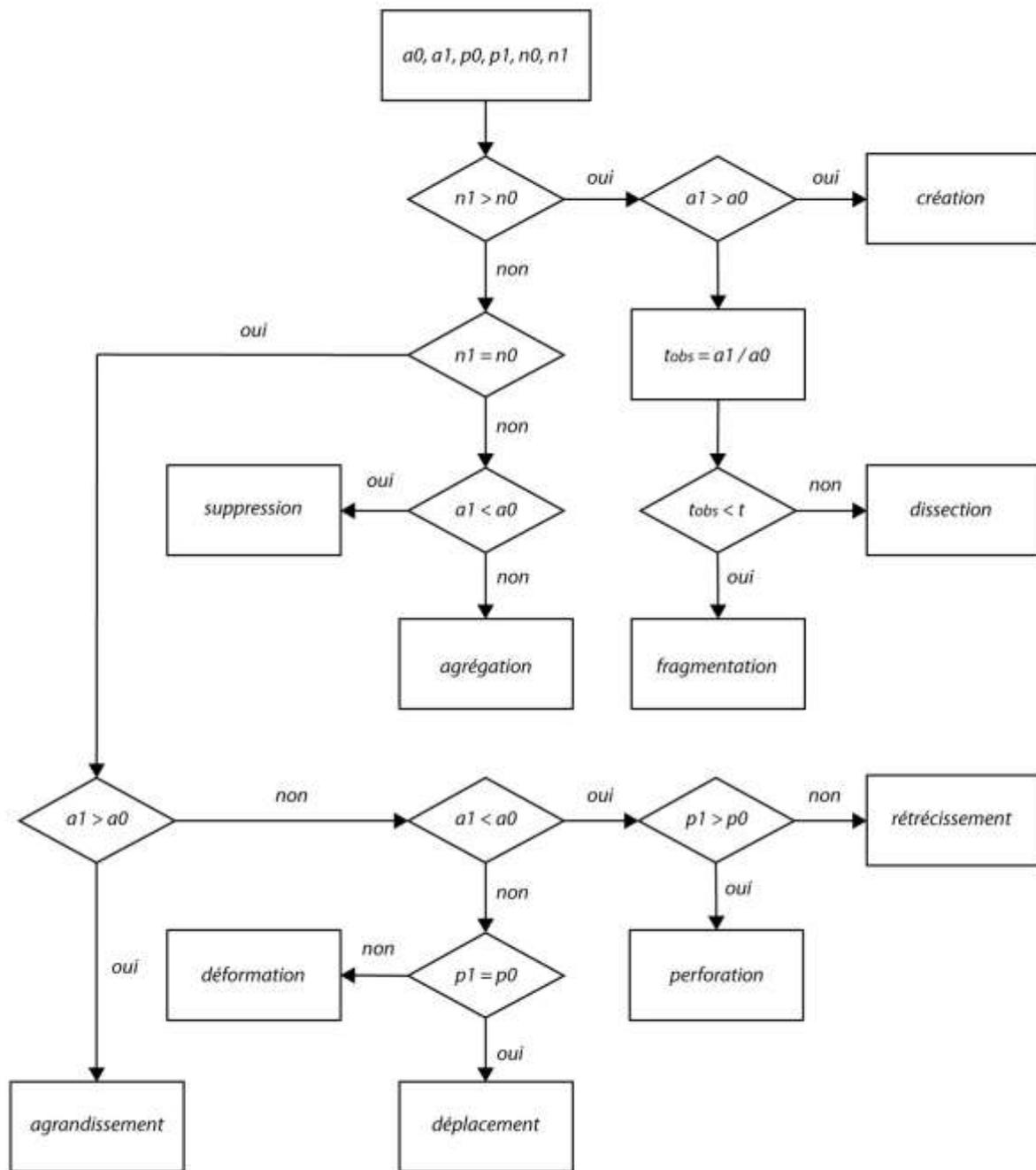


FIGURE 35 : ARBRE DE DECISION DE LA TRANSFORMATION SPATIALE D'UNE STRUCTURE PAYSAGERE VIGNAL, 2016 DEPUIS BOGAERT 2004).

Toujours dans le cadre de nos travaux sur la Forêt classée du Haut Sassandra, (Barima *et al.*, 2016) où ces indices ont été calculés il a été démontré que les processus de transformation spatiale des tâches agricoles ont été les suivantes, de 2002 à 2005 : stabilité ; de 2005 à 2007 agrégation : de 2007 à 2011 : création, après 2011, agrégation (Tableau 4). Cette succession nous enseigne qu'un petit nombre de tâches agricoles sont anciennes et qu'au début du conflit armé elles sont restées inchangées. Dans un deuxième temps elles se sont dilatées et les plus proches se sont agrégées créant des noyaux qui ont ensuite atteint une taille suffisante pour générer des processus de colonisation de nouvelles tâches (2007-2011) ensuite le processus très rapide ne pouvait plus que constituer des agrégations des tâches,

d'une part déjà trop proches pour continuer à générer des taches isolées et d'autre part parce que le territoire commençait à se structurer en villages.

TABLEAU 4 : IDENTIFICATION DES PROCESSUS DE TRANSFORMATION SPATIALE SELON L'ALGORITHME DE BOGAERT *ET AL.*, 2004 (IN VIGNAL, 2016)

Indices	2002 / 2005	2005 / 2007	2007 / 2009	2009 / 2011	2011 / 2012	2012 / 2013
AIRE	$a_0 \geq a_1$	$a_1 > a_0$				
PERIM	$P_1 > P_0$	$P_1 > P_0$	$P_1 > P_0$	$P_1 > P_0$	$P_1 > P_0$	$P_1 > P_0$
NP	$n_1 > n_0$	$n_0 > n_1$	$n_1 > n_0$	$n_1 > n_0$	$n_0 > n_1$	$n_0 > n_1$
Résultats	Stabilité	Agrégation	Création	Création	Agrégation	Agrégation

L'analyse des changements répétés

La cartographie de l'occupation du sol en 2015 selon la même méthode que celle utilisées en 2006 pour les cartes de 1979, 1989 et 1999 (Andrieu et Mering, 2009), outre une mise à jour de la dynamique des paysages du littoral ouest-Africain a permis, une analyse des changements répétés. En effet, l'intersection de la carte des changements récents (1999-2015) avec une simple carte du nombre de changements passés, permet, premièrement d'observer (figure 36) que la stabilité récente est localisée, pour trois quarts de la superficie de la zone d'étude, sur les zones stables entre 1979 et 1989 et entre 1989 et 1999. Plus de 80 % des espaces non boisés de terre ferme stables entre 1999 et 2016, l'étaient déjà en 1979 et le sont restés à toutes les dates ici cartographiées. Le chiffre est à peine plus faible pour les vasières et les mangroves stables entre 1999 et 2015. Il descend à près de 72 % pour les boisements de terre ferme. Les valeurs hautes pour ces 4 classes montrent que d'importants foyers de stabilité existent sur le littoral. La valeur plus faible pour les boisements de terre ferme signifie que la période récente se distingue légèrement des précédentes et que même certaines forêts ou savanes stables entre 1979 et 1999 ont finalement été perdues entre 1999 et 2016.

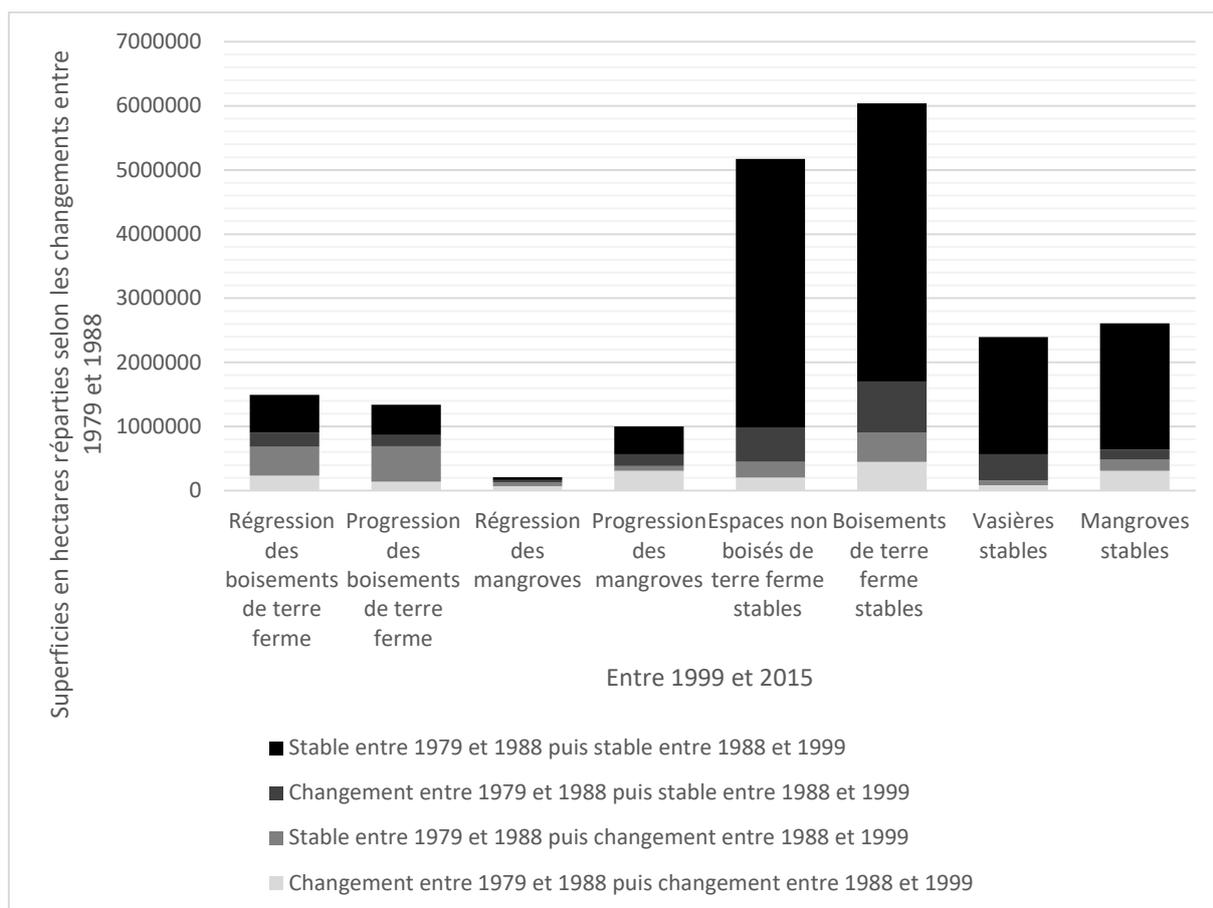


FIGURE 36 : HISTOGRAMME DE LA REPARTITION ENTRE ZONES STABLES, CHANGEMENTS UNIQUES ET CHANGEMENTS REPETES.

En oppositions à ces valeurs élevées pour les zones stables, les superficies ayant changé d'occupation du sol entre 1999 et 2015 sont majoritairement des zones ayant déjà changé d'occupation du sol. La régression récente des mangroves est pour plus de 78 % située sur des mangroves ayant déjà changé d'occupation du sol : un tiers a connu trois changements et près de la moitié en avait déjà connu deux. La progression des mangroves entre 1999 et 2015 s'est effectuée pour un tiers sur des pixels ayant connu trois changements d'occupation du sol, pour un quart, deux changements, enfin, 43% de ces progressions ont eu lieu sur des vasières stables aux trois dates précédentes. Cela signifie que l'ampleur de la progression des mangroves entre 1999 et 2015 est telle qu'elle a compris des pixels ayant perdu la couverture végétale avant 1979.

La régression récente des boisements de terre ferme a eu lieu pour plus de 60 % sur des pixels ayant déjà changé d'occupation du sol, essentiellement, sur des pixels ayant changé d'occupation du sol durant la décennie précédente. La progression des boisements de terre ferme présente un profil similaire avec près de 65 % de changements répétés et une portion encore plus grande due aux changements récents. Ici nous pouvons donc conclure que des secteurs stables jusqu'aux années 1990, sont sorties de la stabilité et changent régulièrement d'occupation du sol depuis.

A la lumière de ces trois cartes des changements d'occupation du sol qui permettent de couvrir près de 40 ans, et de ces calculs de superficies des changements répétés, il est possible d'observer des secteurs stables au sens stricte (la Forêt des Kalounayes par exemple ou les zones agricoles du Bassin du Saloum) des secteurs stables dans leurs cycles (La rive sud de la Gambie et certaines parties de la Casamance et de la Guinée Bissau où à chaque pas de temps s'observe le même type de structures

parcellaires dont la cartographie montre les rotations. Enfin, s'observent des grands changements qui résultent de transformations des écosystèmes et des systèmes territoriaux. Ceux-ci sont généralement des trajectoires microrégionales contrastées d'une petite région à l'autre. Par exemple, le Sine, très agricole dès les années 1970 et tout autant dans les années 1980 en terre ferme a connu entre 1989 et 1999 un reboisement (enfrichement) assez important, lequel a été éliminé entre 1999 et 2016.

La quantification des changements répétés permet de caractériser les territoires et leurs structures paysagères avec les concepts tels que : vulnérabilité, résilience, résistance, métastabilité et stabilité, etc.

Les termes de **stable** et de **résistant** peuvent être employés pour les types d'occupation du sol qui ont été cartographiés de la même manière aux quatre dates durant les 36 ans étudiés. Il semble possible de définir de **méta-stables** deux types de changements : d'une part les secteurs de cultures itinérantes ou autres systèmes de jachères, où, si les proportions restent les mêmes à chaque décennie, les changements d'occupation du sol cartographiés correspondent en réalité à une stabilité de la gestion du territoire agroforestier. D'autre part, il apparaît dans l'ensemble des changements de la couverture des mangroves, une part non négligeable de pixels ayant changé 3 fois d'occupation du sol. Ces pixels en mangrove en 1979, tannes en 1989, mangrove en 1999 et de nouveau tannes en 2015, où l'inverse, semblent clairement des milieux qui présentent naturellement une fluctuation. Or, en effet, sur le terrain, la limite entre mangrove et tannes, en faisant abstraction des fluctuations décennales du climat et de la salinité des eaux, se comportent comme des zones où de nombreuses propagules sont déposées et où les jeunes palétuviers peuvent se développer mais où ils connaissent aussi une très grande mortalité infantile, liée à la très forte fluctuation annuelle du climat soudano-sahélien. Il semble possible, avec une relative confiance, de qualifier de **vulnérable** l'ensemble des formations boisées, structure agricole ou espace asylatique qui se forment (ou reforment) durant une décennie et qui disparaissent la décennie suivante. Dès lors, le terme de **résilient** semble correspondre dans ce cadre au contraire de la vulnérabilité puisque sera résiliente la mangrove ou la forêt qui se reconstruit rapidement après une régression. Le niveau de résilience ou de vulnérabilité sera proportionnel au temps qui sépare le changement du retour à l'occupation du sol précédente.

Le modèle conceptuel dit des « montagnes russes » inspiré de la thermodynamique (1.1.3) semble ici particulièrement adapté dans la mesure où les espaces stables apparaissent comme résistants face aux perturbations et les milieux perturbés apparaissent comme réactifs face aux perturbations. Ce modèle et les concepts liés aux changements seront plus amplement repris dans la deuxième partie de ce mémoire.

Face aux défis environnementaux que constituent la déforestation et la fragmentation de certains habitats, sont nécessaires des méthodes et outils efficaces pour leur analyse spatiale. J'ai essayé de tracer le portrait complet d'une des méthodes complètes permettant une bonne détection, cartographie, quantification, et qualification des changements avec des exemples de mes travaux récents. Encore une fois cependant, il reste important de rappeler deux choses pour conclure, que le terrain doit la plus souvent possible confronter les analyses de télédétection à la réalité du terrain et que la couverture du sol par la végétation n'est qu'une partie de la physionomie de la végétation qui n'est qu'une dimension de celle-ci.

4.2. Décrire les changements phénologiques

La dimension physiologique de la végétation, pour laquelle je n'ai surtout travaillé sur le volet phénologique, change également dans l'espace et dans le temps (ici entendu les variations temporelles de temps plus long que le saisonnier propre à la phénologie). Ici aussi, il est important de mener correctement une description des changements par exemple avec la trame suivante : analyse (4.2.1), cartographie (4.2.2) et qualification (4.2.3).

4.2.1. Analyser les changements phénologiques

L'analyse en composantes principales est un outil performant pour détecter les changements phénologiques dans une série temporelle d'images de NDVI (Andrieu, 2008 C). En effet, les différentes composantes principales correspondent à un ensemble de variations spatiotemporelles. Une fois celles-ci détectées et associées à un lieu, il est possible de détecter à la fois des changements saisonniers attendus et des changements d'échelles décennales liés, par exemple, à la réaction à une perturbation environnementale. La temporalité d'une variation phénologique est recherchée en mettant en histogramme la répartition mensuelle ou annuelle des variables de forte contribution ainsi qu'en réalisant des courbes de variation dans le temps, du NDVI ou de la différence au NDVI moyen. Après avoir interprété les différentes composantes principales, les premières peuvent être utilisées dans une classification dont le résultat cartographique s'accompagne de profils temporels. Cette méthode (Figure 40) a été appliquée dans le cadre de l'ANR ECLIS au transect Bénin-Niger sur les images NOAA 1981-2006.

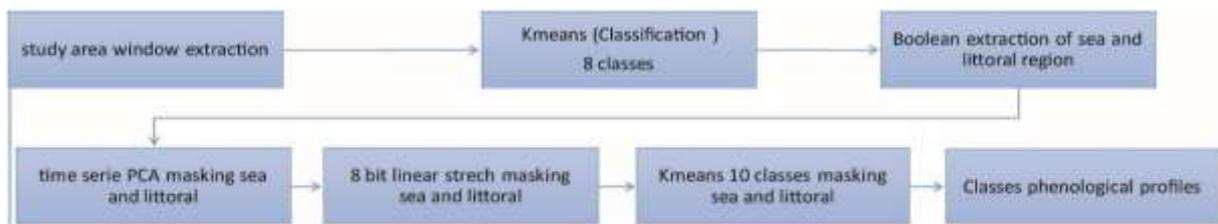


FIGURE 37 : ORGANIGRAMME DE LA CLASSIFICATION DES COMPOSANTES PRINCIPALES SUR SERIE TEMPORELLE DE NDVI

On y voit figure 37 transcrite, en classes, la graduation du sahélo-saharien (saison d'activité végétale à peine marquée) au guinéen (longue saison d'activité au rythme bimodal). Or, la question que nous souhaitons traiter était de l'évolution sur le long terme (à l'échelle de la fluctuation des décennies plus ou moins sèches ou humides qu'a connues l'Afrique de l'Ouest). Le début des années 1980 étant la phase la plus sèche de la période de sécheresse (Dacosta, 1992) et 2006 se situant 12 ans après la date charnière de 1994 utilisée pour caractériser le retour à des conditions plus favorables (Dai et al., 2004 ; Philippon et Fontaine, 1999 ; D'Amato et Lebel, 1998 ; Nicholson, 2005 ; Nicholson, 2001 ; Sultan et al., 2005). Pour cela, en addition des profils temporels moyens (figure 37) une méthode très simple a été appliquée : le calcul de la droite de régression linéaire pour l'ensemble des classes, sur l'ensemble de la série temporelle. La figure 38 montre le profil temporaire de la région saharo-sahélienne dont la droite de régression linéaire présente une pente quasiment nulle. La pente devient progressive pour la région sahélienne, puis encore plus nettement progressive pour atteindre sa pente maximale pour la classe soudanienne (figure 39). Les pentes des régions méridionales restent fortement positives également. Toutes les régions sauf la plus septentrionales présentent une amélioration des intensités ou longueurs des saisons végétatives comme réponses à l'amélioration des totaux pluviométriques.

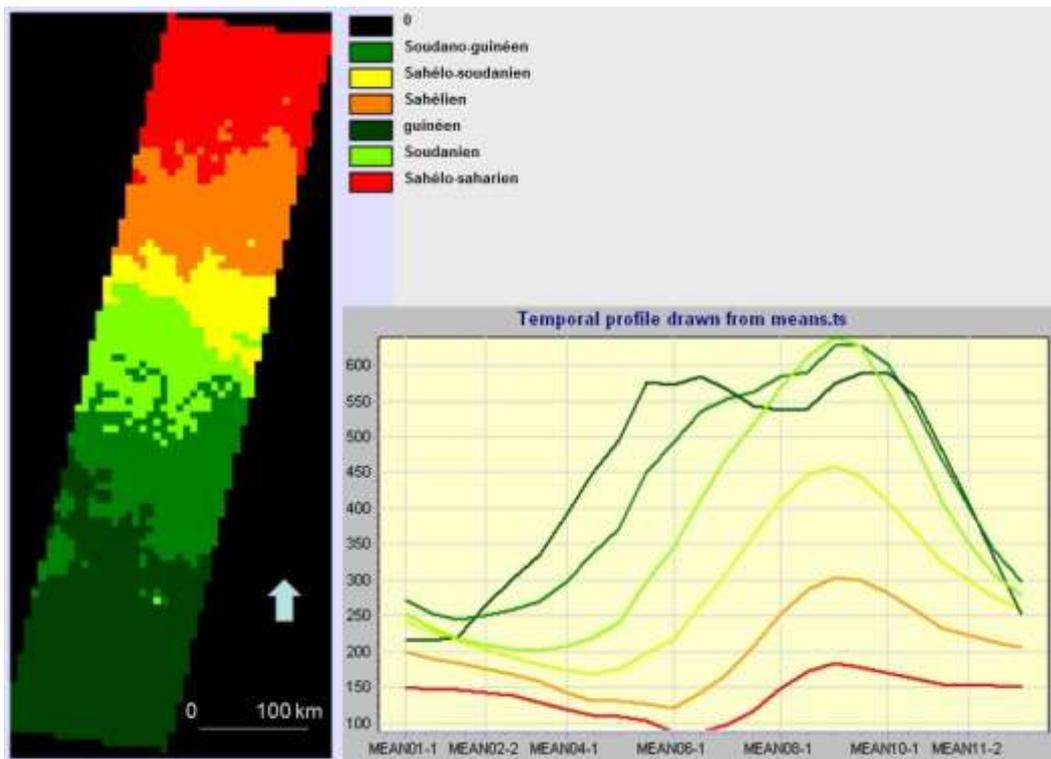


FIGURE 38 : CLASSIFICATION DU TRANSECT BENIN-NIGER ET PROFILS DES CLASSES.

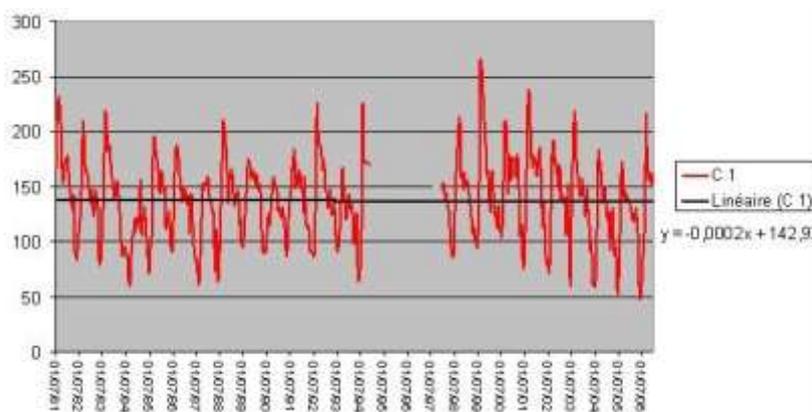


FIGURE 39 : SERIE TEMPORELLE ET TENDANCE DE LA CLASSE SAHARO-SAHELIIENNE

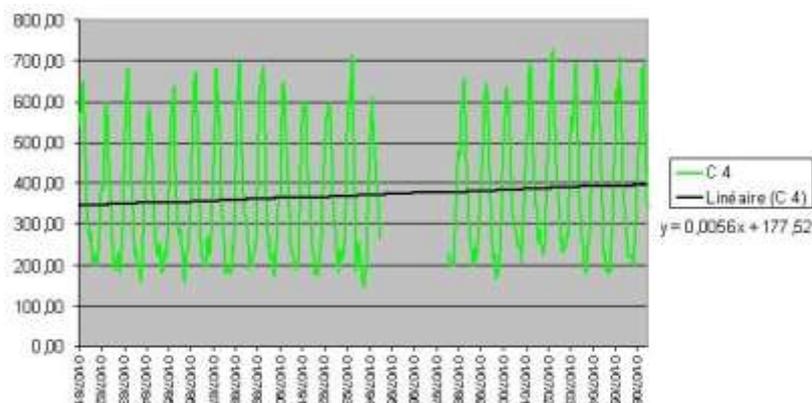


FIGURE 40 : SERIE TEMPORELLE ET TENDANCE DE LA CLASSE SAHARO-SAHELIIENNE

Cette même méthode (figure 40) a également été employée en Côte d'Ivoire dans le cadre du programme D2PCPCI. Le programme pose un certain nombre d'hypothèses dont la première est « la tendance à la conversion des forêts en savane observée depuis plusieurs décennies a été aggravée par la décennie de conflits ». Pour tester l'hypothèse d'un point de vue phénologique, j'ai proposé de cartographier la limite entre les milieux dont la végétation présente un rythme unimodal (caractéristique de la savane soudanienne) et ceux dont la végétation présente un rythme bimodal (caractéristique de la forêt guinéenne). Une analyse diachronique permettant alors de détecter, cartographier et quantifier les conversions de la forêt en savane à la condition qu'il existe un signal phénologique d'une telle conversion, hypothèse qui restait à vérifier. L'exercice a été effectué à deux échelles spatiotemporelles.

- La série temporelle NOAA (8 km ; 1981-2006) permet de tester la première affirmation de l'hypothèse sur la tendance à la conversion ainsi que de mettre en relation d'un point de vue phytoclimatiques les sites d'études entre eux de la Côte d'Ivoire au Bénin.
- La série temporelle MODIS (250m ; 2003-2014) permet de tester l'impact de la décennie de conflits armés sur la tendance à la conversion ainsi que de réaliser une cartographie à l'échelle de la Forêt classée du Haut Sassandra.

La dalle MODIS centrée sur la Côte d'Ivoire ici prise comme zone d'étude par commodité est divisée, à une exception près, en régions phénologiques compactes mais aux limites progressives dans le sens où en leur centre, elles sont très homogènes et à leurs marges comprennent de petites taches des classes voisines et présentent de petites taches dans les régions voisines de classe dominantes différente (figure 41).

La figure 42 montre les profils avec la série temporelle divisée en deux moitiés 2003-2008 (début des conflits) 2009-2014 (fin et post conflits). L'ensemble des 10 régions montre, une soit une stabilité entre les deux périodes soit, pour la période récente, un renforcement du caractère bimodal avec, dans la quasi-totalité des cas, des activités végétales qui débutent plus tôt dans la saison, qui se terminent plus tard et avec une petite saison sèche durant laquelle l'activité végétative est plus faible. Aucune classe ne montre donc une transition d'un profil de forêt (bimodal) à un profil de savane (unimodal). La seule classe au profil nettement unimodal (classe 9) tend, au contraire à présenter une transition de l'unimodal puisqu'en 2009-2014, sa courbe présente une légère inflexion présupposant un début de ralentissement de l'activité photosynthétique lié à une petite saison sèche plus marquée. L'hypothèse « la tendance à la conversion des forêts en savane observée depuis plusieurs décennies a été aggravée par la décennie de conflits » est donc fautive au regard de cette lecture phénologique macro-régionale de la limite savane-forêt.

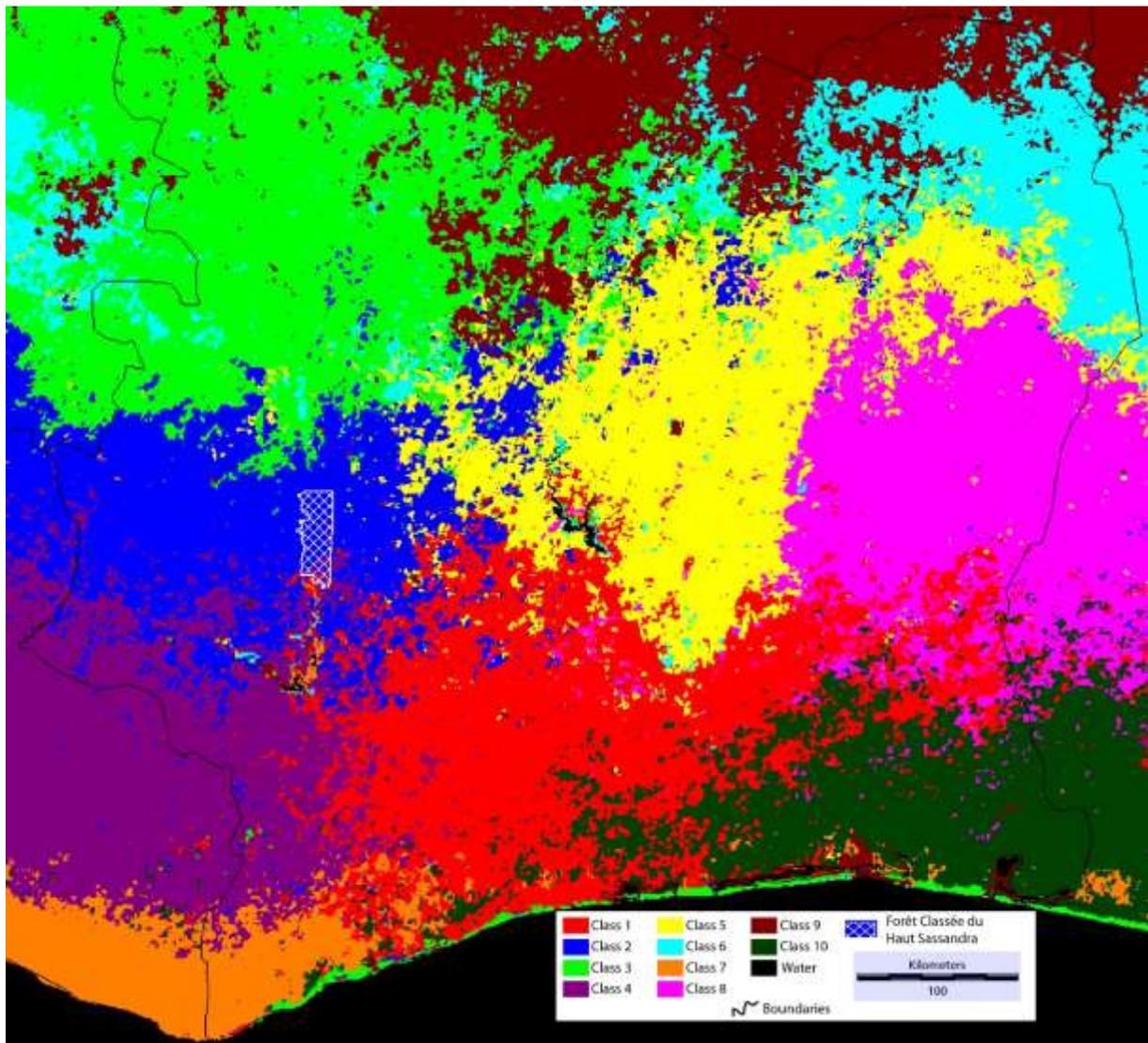


FIGURE 41 : CLASSIFICATION D'UNE DALLE MODIS CENTREE SUR LA COTE D'IVOIRE EN 10 CLASSES EN FONCTION DE LEUR SERIE TEMPORELLE DE NDVI

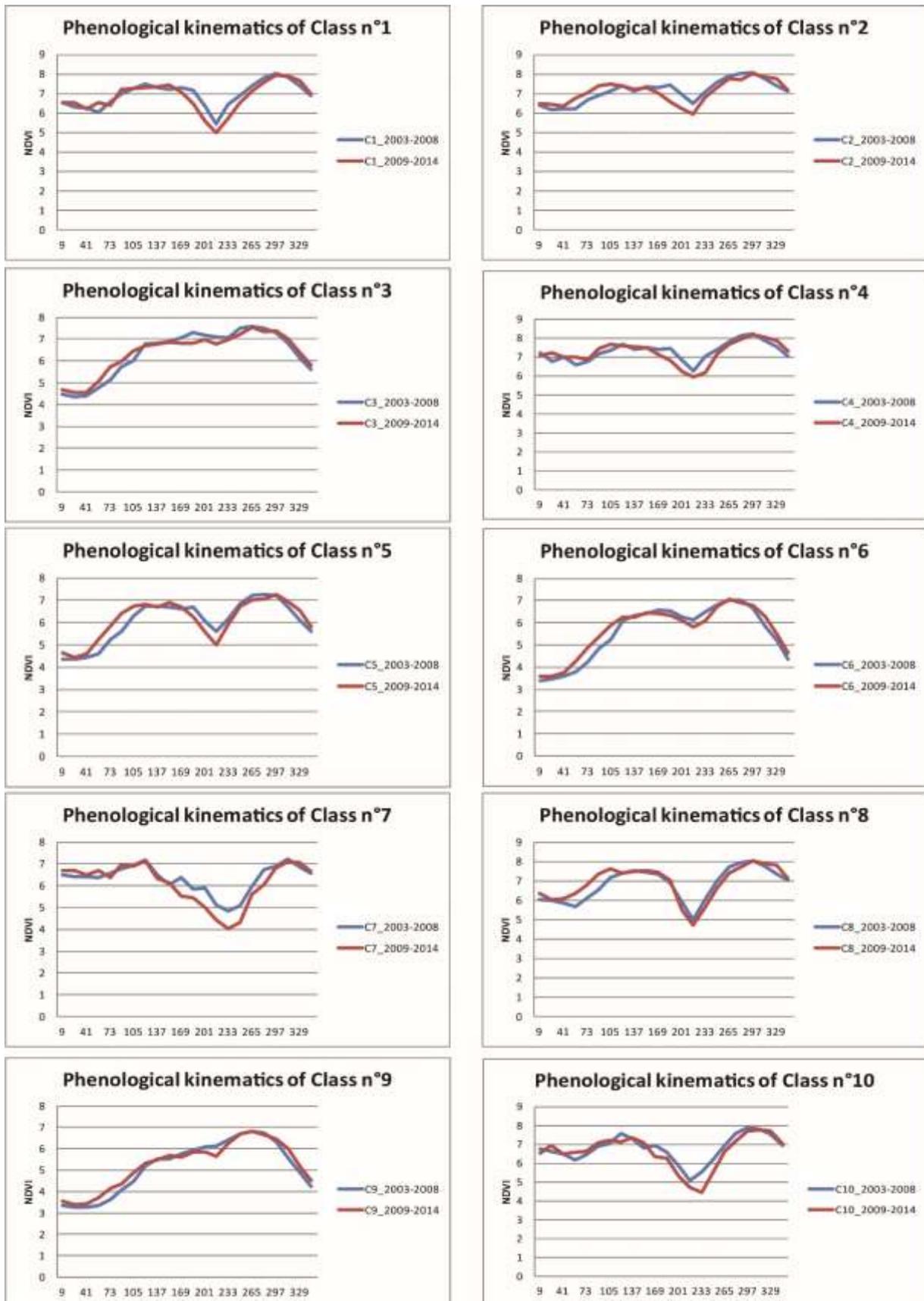


FIGURE 42 : COURBES DU RYTHME ANNUEL MOYEN DU NDVI SUR DEUX PERIODES (2003-2008 ET 2009-2014)

4.2.2. Cartographier les changements phénologiques

Nous nous retrouvons ici face à des spatio-temporalité extrêmement complexes puisque, à la continuité de la spatialité de l'activité photosynthétique, s'ajoute une variation temporelle en cycles irréguliers emboîtés entre, d'une part, les saisons et, d'autre part, les dynamiques de moyenne décennales. La classification non supervisée apparaît ici encore comme un outil performant dans la mesure où, face à une telle complexité, il faut laisser s'exprimer le nuage de point spatiotemporel en y détectant les groupes de pixels homogènes et les limites entre eux. Ainsi, il a pu être démontré que l'application d'une classification par les k-moyens sur les premiers néo-canaux résultant de l'analyse en composante principale révèle en un nombre de classes défini par l'utilisateur les principales régions, elles-mêmes définies par leurs profils temporels. Si l'ACP a révélé, par différentes composantes principales différentes temporalité il est possible de ne classer qu'une partie des composantes principales.

Si l'on est à la recherche d'un phénomène particulier et non d'une tendance générale, dès lors c'est une approche en arbre de décision qui est ici conseillée. Par exemple, dans le cas de la Côte d'Ivoire, l'objectif était de distinguer pour les deux périodes les profils phénologiques bimodaux d'une part et uni-modaux d'autre part. Or, si aucune classe régionale ne montrait une telle dynamique, il était utile de pousser la recherche au niveau des pixels. Ainsi, à la suite d'une observation attentive des courbes (Figure 42), c'est la pente entre le NDVI de la deuxième quinzaine de mai et celui de la deuxième quinzaine de juillet qui est apparu comme le plus sûr moyen de discerner le profil uni-modal dont le NDVI est en croissance entre ces dates du profil bimodal dont le profil décroît entre ces deux dates avec l'arrivée de la petite saison sèche (figure 43).

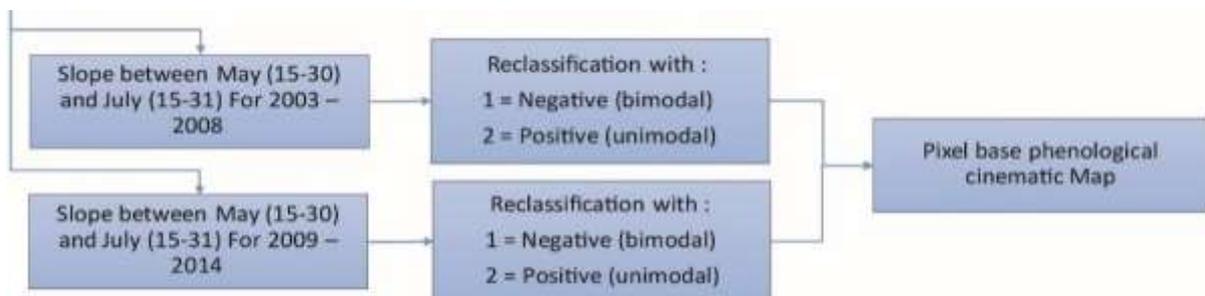


FIGURE 43 : ARBRE DE DECISION DE LA DISTINCTION ENTRE LE RYTHME BIMODAL ET CELUI UNIMODAL EN COTE D'IVOIRE.

La figure 44 est la carte issue de l'arbre de décision. Elle met l'accent sur la stabilité ou le changement dans la saisonnalité. Les zones stables, selon ce critère, se distinguent en vert pour les pixels à saisonnalité bimodale aux deux périodes et en jaune pâle pour les pixels à saisonnalité uni modale aux deux périodes. En rouge, apparaissent les pixels qui présentaient avant 2007 un rythme bimodal puis, après 2008 un rythme uni modal (correspondant à la cinématique recherchée). En bleu apparaissent les pixels de cinématique inverse, puisque présentant, avant 2007, un rythme uni modal et, après 2008, un rythme bimodal. On y voit que la majeure partie des changements se situe de part et d'autre de la ligne de séparation des deux grands domaines. On voit que la transition de l'unimodal au bimodal domine (conformément à l'approche précédente) mais on voit aussi qu'un certain nombre de secteurs connaissent bien une transition du bimodal à l'unimodal qui ne ressortaient pas par la classification en 10 classes macrorégionales en particulier au centre-nord du Pays.

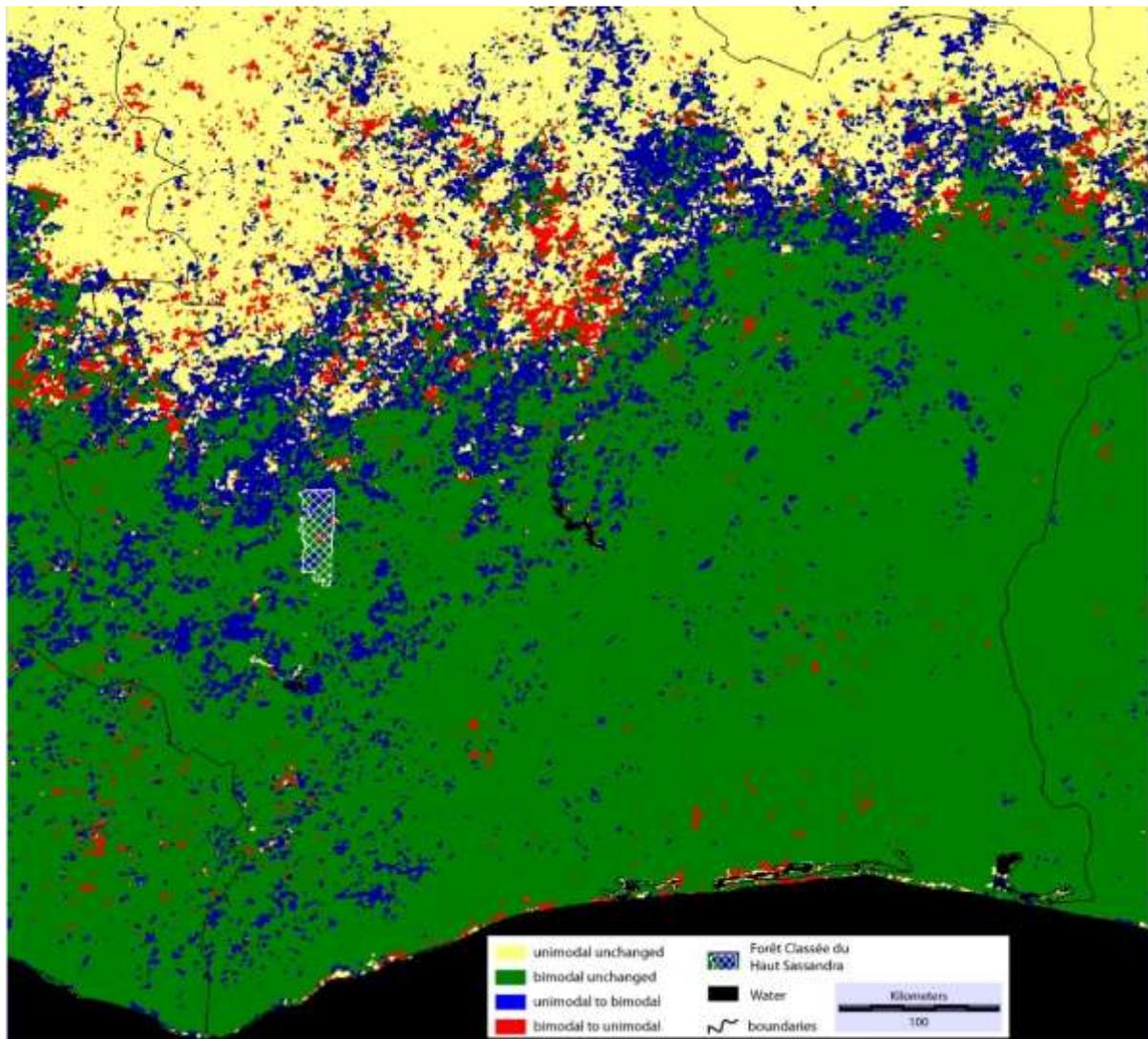


FIGURE 44 : CARTE DE LA CINEMATIQUE ENTRE LES RYTHMES UNIMODAL ET BIMODAL DE L'ACTIVITE SYNTHETIQUE ENTRE 2003-2008 ET 2009-2014 EN COTE D'IVOIRE

La figure 45 issue de San Emeterio *et al.*, 2013 où une autre méthode est employée : la corrélation de Kendall portant sur le rang des valeurs prises par le NDVI par rapport aux années. Les valeurs de forte corrélation correspondent au reverdissement qui est une réaction au retour à des conditions plus pluvieuses depuis le début des années 1990. Les faibles corrélations illustrent, localement, le phénomène assez communément appelé « l'exception nigérienne » c'est-à-dire un secteur (Sud-Est Niger) où l'on n'observe pas le reverdissement qui caractérise l'Afrique de l'Ouest. Cette méthode par la corrélation permet une carte synthétique opposant en valeurs continues et pour chaque pixel les tendances plus ou moins positives ou négatives des profils dans le temps.

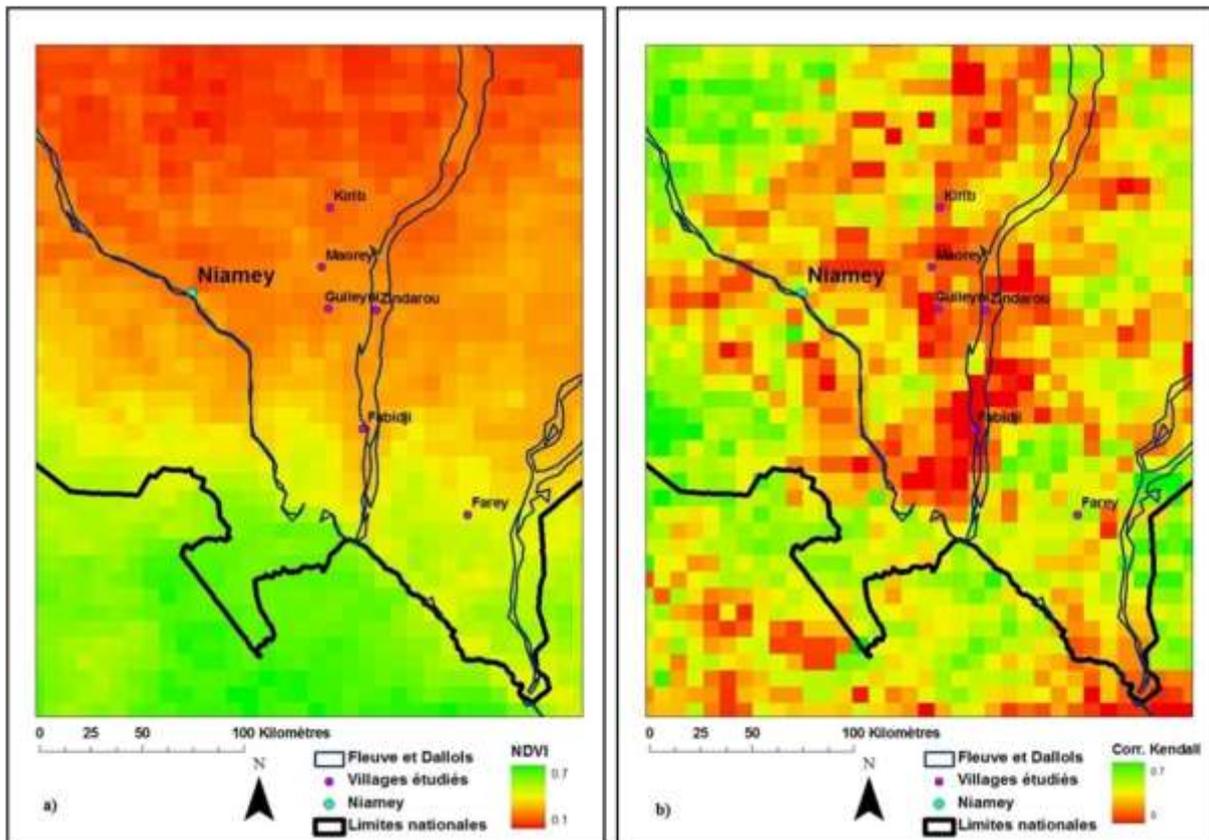
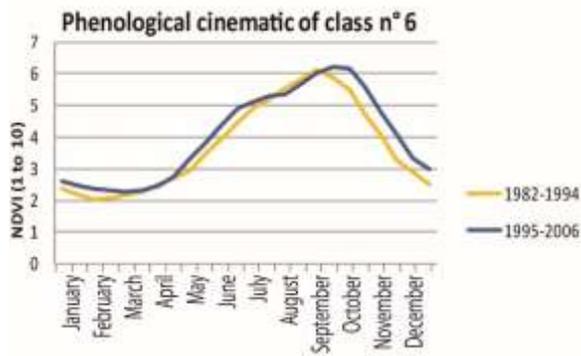


FIGURE 45 : CARTOGRAPHIE DE L'EXCEPTION NIGERIEENNE AU REVERDISSEMENT DU SAHEL PAR LA CORRELATION DE KENDALL

Les méthodes de cartographie des changements des séries temporelles sont variables selon que l'on cherche à donner une information graduelle dans l'espace ou dans les modalités de changement ou si l'on cherche une cartographie plus synthétique en en nombre de classes qui force le caractère graduel par l'application de seuils et la réalisation de classes. Cependant, il reste assez délicat de qualifier ces changements dans des termes qui permettent de se rattacher aux autres approches environnementales. Dans ce but, nous avons (Bobée *et al.*, 2012) testé l'efficacité d'approches où le calcul d'indices secondaires, couplés à la pluie et aux types de sols dans une approche géostatistique s'est révélée très efficace.

4.2.3. Qualifier les changements phénologiques

Dans les régions septentrionales des Rivières du Sud (Andrieu, 2011), dans le transect Bénin Niger (Andrieu *et al.*, 2010), sur la grande région du Bénin à la Côte d'Ivoire de 1981 à 2006 (Andrieu, under review a) où dans l'examen plus attentif de la côte d'Ivoire de 2003 à 2014, (Andrieu, under review b), c'est toujours l'augmentation de l'activité photosynthétique en réponse au retour aux conditions pluvieuses qui domine, sauf exceptions locales.



La figure 46 montre dans une région du sud du Burkina Faso au nord du Bénin pour la période sèche 1982-1994 le courbe du NDVI minimale en février, qui croît régulièrement jusqu'en septembre et décroît ensuite jusqu'en février. Pour la période plus humide 1995-2006, les valeurs de NDVI de saison sèches sont supérieures, les valeurs croissent plus vite pour le mois d'avril, connaissent un maximum en octobre, supérieur au maximum de la période précédente et décroît tard dans la saison.

FIGURE 46 : COURBES DU RYTHME ANNUEL MOYEN DE NDVI A DEUX PERIODES 1982-1994 ET 1995-2006 D'UNE REGION DU SUD DU BURKINA FASO AU NORD DU BENIN

Ici aussi se posent donc des questions sur l'interprétation et la qualification des changements. Il y a, en effet, un assez grand risque de généraliser au-delà de la stricte dimension phénologique, une observation qui doit probablement y rester cantonnée ou du moins qu'il convient de généraliser prudemment. En effet, il faut vérifier si une réduction de la production de biomasse est une dégradation pour le milieu ou pour le territoire selon les critères d'évaluation de celui-ci ou selon les modalités de son exploitation des ressources végétales.

Pour revenir à l'exemple de la Côte d'Ivoire et de la cinématique entre unimodalité et bimodalité, il faut, d'une part, prouver que le passage d'une phénologie uni modale qui semble correspondre aux savanes soudanaises à une phénologie bimodale rappelant les forêts guinéennes correspond bien à une conversion de la savane vers la forêt en termes de physionomie végétale, de flore ou d'écosystèmes. Or, la confrontation des figures 47 et 48 montre clairement que phénologie, flore et physionomie végétale peuvent présenter des trajectoires totalement indépendantes (Andrieu, 2008 ; Andrieu et Alexandre, 2011). En effet, à la rapide et brutale diminution du couvert végétal (figure 47) correspond un ensemble bimodal stable, avec réduction des tâches d'unimodalité, à l'exception de quelques secteurs de rythme unimodal stable qui tendent à s'agrandir (figure 48). Notons en outre que ces derniers ne correspondent ni spatialement, ni temporellement à des zones de défrichement.

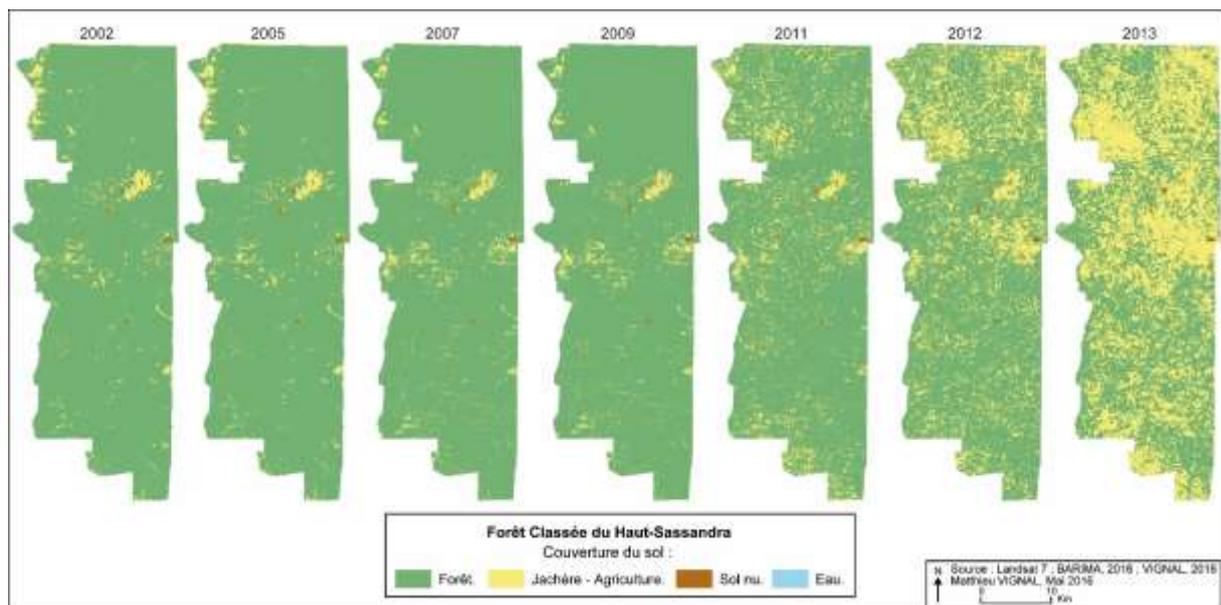


FIGURE 47 : CARTES D'OCCUPATION DU SOL DE LA FCSH DE 2002 A 2013 (VIGNAL, 2016)

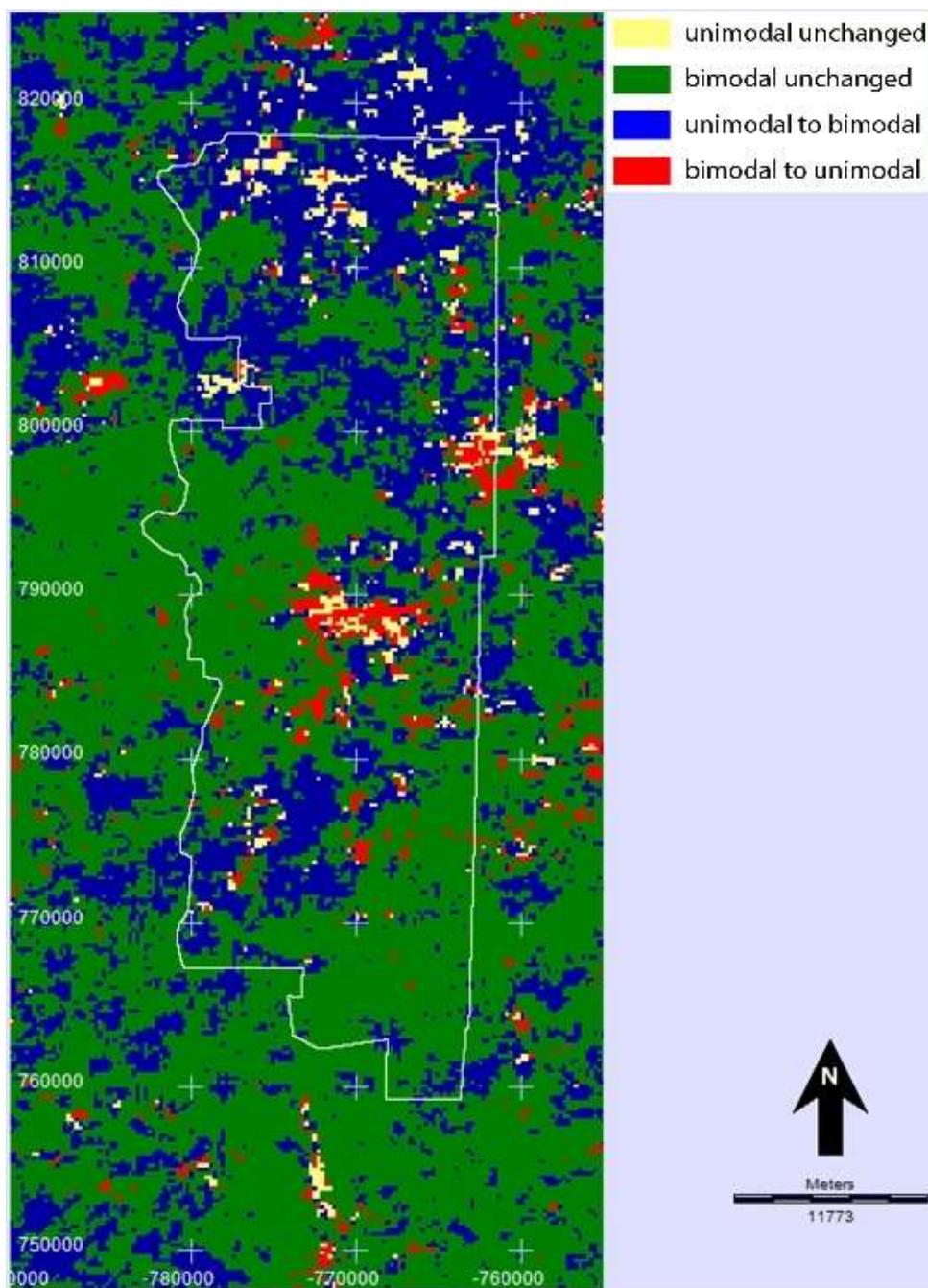


FIGURE 48 : CARTE DE LA CINEMATIQUE ENTRE RYTHME UNIMODAL ET BIMODAL A L'ECHELLE DE LA FCHS AVANT ET APRES 2008

L'hypothèse expliquant cette discordance est que le NDVI informe le biogéographe sur le « comportement » de l'ensemble de la biomasse et sa variation dans le temps. Or, certaines végétation agricoles ou agroforestières sont, en termes de variation temporelle de leur biomasse, similaires à celles de la végétation naturelle de la région. Si les types bionomiques et le calendrier des plantes cultivées le permettent, la phénologie des cultures est une réaction au bioclimat comme l'est celle de la végétation spontanée. Il est donc possible que les nouvelles agroforêt de cacao dans la Forêt classée du Haut Sassandra démontrent par leur variation du rythme annuel du NDVI la même réaction au renforcement du caractère bimodal des pluies que ne l'aurait fait la forêt. Mais, pour compléter une bonne compréhension des changements, nous devons ajouter la troisième dimension : floristique.

Les séries temporelles de NDVI constituent, en addition de l'approche un peu plus classique de cartes diachroniques ou multidates d'occupation du sol, un outil assez simple et très puissant de suivi du fonctionnement du tapis végétal à la nuance près que son lien au terrain est plus complexe et plus délicat à établir. Cependant, il a montré une grande robustesse en révélant les mêmes tendances à l'augmentation de l'activité végétale (dans le temps ou en intensité) dans des terrains différents (littoral ouest-Africain, Afrique soudano-guinéenne, Afrique sahélienne) à des échelles spatiales ou temporelles différentes en réponse au retour depuis 1994 à des conditions plus pluvieuses. Pour conclure sur l'intérêt que je porte à cette approche, il est possible de dire qu'elle constitue une part importante du module de SIG pour le Master CRES, où son application à la Sibérie semble montrer, sur des régions sur lesquelles je n'ai aucune compétence « de terrain », d'intéressantes (ou du moins pédagogiques) réactions au changement climatique.

4.3. Décrire les changements floristiques

Toujours en suivant cette définition tridimensionnelle de la végétation, après avoir présenté des méthodes d'étude des changements dans la couverture végétale, dans sa physiologie et phénologie, nous pouvons étudier les méthodes d'étude des changements dans la géographie botanique. Ici, trois méthodes pourront être présentées qui dépendent avant tout des bornes temporelles et des données à disposition. Tout d'abord, la comparaison entre d'anciens relevés et des observations actuelles (4.3.1), ensuite, faute de telles données, les méthodes de terrain permettant dans la mesure du possible de récolter quelques informations sur le passé (proche) et d'émettre des hypothèses sur le futur d'une part avec une interprétation temporelle de la composition floristique à un moment donné (4.3.2) d'autre part avec l'étude des peuplements dans une approche dynamique (4.3.2).

4.3.1. Comparer les relevés anciens et les relevés actuels

Si l'on souhaite savoir si la flore d'un lieu a changé dans le temps, le plus simple reste d'être en possession de deux relevés floristiques effectués de manière comparable au même lieu à deux dates différentes. Dans Barima *et al.*, 2016, nous avons pu comparer les relevés effectués par Kouamé en 1998 et par notre équipe en 2014. Dès lors, nous pouvons comparer le nombre d'espèces aux deux dates, lister les espèces apparues et les espèces disparues. L'indice de similitude de Sørensen (Sørensen 1948) a été calculé en vue de déterminer la similarité entre les listes d'espèces de 1998 et 2014. Cet indice est parmi les plus utilisés dans la littérature à cette fin et est obtenu à partir de la formule suivante :

$$Cs(s) = 100 \times \frac{2c}{a + b}$$

où Cs est le coefficient de similitude de Sørensen, a = nombre d'espèces en 1998 ; b = nombre d'espèces en 2015, c = nombre d'espèces communes aux deux dates.

Ainsi, dans la Forêt classée du Haut Sassandra, après les conflits en 2015, la Forêt classée du Haut Sassandra présente 626 espèces réparties en 410 genres et 104 familles dont 18 présentent des nombres supérieurs ou égaux à 10 espèces. L'indice de similitude de Sørensen révèle une similitude de l'ordre de 48 % entre les listes d'espèces de 1998 et celles de 2013. Cela correspond en outre, à la perte de 40 % d'espèces végétales dont certaines sont endémiques ivoiriennes. Ainsi, pour synthétiser l'ensemble les trois dimensions pour cet exemple de la Forêt classée du Haut Sassandra, depuis le début des années 2000, premièrement le couvert végétal a été réduit de moitié, deuxièmement, la phénologie montre une stabilité ou un renforcement du caractère bimodal considéré ici comme signal correspondant à une forêt de bioclimat guinéen. Troisièmement, 40 % des espèces végétales semblent avoir disparu de cet espace dédié à la conservation de la biodiversité forestières.

Une dimension spatiale à cette comparaison est une forte plus-value méthodologique. En effet, La présence d'une espèce en un lieu est une information importante mais une observation à une échelle plus petite de sa répartition est une information nettement supérieure. Lorsque, d'une part les relevés ont bien été effectués de manière comparable tous deux à une échelle assez grande et qu'il s'agit d'étudier localement l'impact d'une perturbation sur la flore, cette méthode est parfaitement efficace.

Cependant, de telles bases de données sont très rares et Andrieu et Alexandre (2010) ont pu proposer au Sénégal, une méthode de comparaison d'un même site, étudié à 65 ans d'intervalle, comprenant une dimension d'analyse spatiale pour le jeu de données récent uniquement. En effet, dans une approche biogéographique, c'est assez généralement la modification de l'aire de répartition qui est recherchée par une telle comparaison diachronique floristique, rarement une extinction massive. Il s'agit pour cela, alors, de compléter les observations de présence à une seule date de la répartition de l'espèce. L'objectif est de conforter l'hypothèse d'une apparition ou d'une disparition par la description d'une répartition qui, d'une part, puisse être considérée significative en termes de biogéographie (nombre significatif de présences connues et présentant une structure spatiale identifiée) soit en termes d'écologie (corrélation significative à un ou plusieurs facteurs écologiques). La méthode proposée en 2011 est une sélection des espèces qui répondent à quatre critères :

- Avoir été observées seulement à une des dates dans le lieu de comparaison
- Avoir été observée, en un lieu différent en cohérence avec l'hypothèse de changement d'aire de distribution (par exemple disparition à une altitude moyenne mais observations à des altitudes plus élevées dans un contexte de réchauffement des températures)
- Montrer une liaison écologique significative avec le facteur expliquant le changement d'aire hypothétique
- Présenter une distribution dont la limite est significative (forte densité qui s'interrompt rapidement)

Ces quelques règles de sélection rendent bien plus significatives une disparité dans deux listes de présences qui, étant seulement des présences-absences présentent un fort risque de faire passer pour un changement floristique un simple effet de hasard ou d'échantillonnage.

Ainsi, pour revenir sur cet exemple, sur 26 d'espèces présentes à seulement une date, tant en termes d'apparition que de disparition du lieu de comparaison, seul trois espèces ont été retenues susceptibles d'un réel changement de répartition. Enfin, en complément de l'analyse des archives botaniques passées, il est important pour la biogéographie française d'investir les observatoires de biodiversité sur le long terme. Mon investissement croissant sur les terrain alpins et méditerranéens me porte en effet progressivement à me rapprocher de tels observatoires.

4.3.2. Interprétation temporelle de la composition floristique actuelle

Malheureusement, les archives de botanique anciennes, bien géolocalisées, dont on connaît les techniques d'échantillonnage et dont ces dernières puissent être reproduites sont extrêmement rares. Il est donc nécessaire de mettre au point d'autres observations des changements spatiaux de la flore.

La flore, à un moment donné, est structurée, spatialement par l'organisation des milieux. Elle présente aussi une temporalité liée, notamment, aux perturbations et aux « stades » de la dynamique progressive propre à toutes les végétations ayant connu une perturbation et qui ne sont pas maintenues dans un état stable par un facteur écologique ou anthropique.

Il est possible d'interpréter la composition floristique sous forme d'une lecture de la temporalité de la végétation. Cette interprétation s'appuie essentiellement sur la connaissance des traits bionomiques des espèces. Les épithètes suivantes : « pionnières », « post-pionnières », « pré-forestières »,

« forestières » et « dryades » sont données aux espèces dans les flores les plus précises. Il ne s'agit, bien sûr, pas de lois physiques strictes et, comme toute considération naturaliste, l'observation unique laisse une grande marge à la complexité des conditions locales et à la plasticité des espèces.

Cependant, une telle interprétation reste possible. Elle a été faite par les biogéographes et écologues à mainte reprise. C'est, par exemple, ces observations qui sont à la base de toute la logique des cartes de la végétation de la France au 250 000ème du CNRS. Les cartes caractérisent les éléments végétaux en fonction d'une interprétation basée, d'une part, sur le stade d'une « série » de végétation, d'autre part, sur une interprétation écologique visant à se référer à un climax. Cette logique a bien sûr été plusieurs fois critiquée, ne fut-ce que pour la distance que la biogéographie a prise par rapport au concept de climax (1.1.1). D'ailleurs, les botanistes et écologues les plus brillants distinguent les cartes plus ou moins intelligemment réalisées (Godron, comm. pers.).

Bien sûr, il est plus facile de connaître la trajectoire de la végétation d'un lieu sur quelques décennies par des méthodes de télédétection sur des images anciennes, de comparaisons de cartes anciennes et actuelles, d'enquêtes, et même d'analyse paysagère. Ainsi cette lecture floristique de la dynamique de végétation n'a pas généralement pour finalité de faire, seule, l'analyse rétrospective. En revanche, cette question de la signature floristique temporelle reste d'actualité pour les questions plus délicates de descriptions de certaines compositions floristiques.

Par exemple, dans le programme ANR PATERMED, au sein du volet portant sur la biodiversité associée aux parcelles de vignes et d'oliviers de la France méditerranéenne, nous avons comparé les compositions floristiques des différentes pratiques agricoles et d'un certain nombre de jachères et de friches. Ici la question posée était avant tout de quantifier la biodiversité des différents types de parcelles.

Nous avons comparé les relevés aux modèles de Hoogeveen *et al.*, (2001) et de Le Roux *et al.*, (2008). En ce qui concerne la confrontation au modèle de Hoogeveen *et al.*, (2001), nous avons bien observé (figure 49) une biodiversité qui augmente depuis les gestions intensives vers les gestions à haute valeur écologique, laquelle étant légèrement supérieure aux parcelles abandonnées et significativement supérieure aux parcelles abandonnées et récemment brûlées.

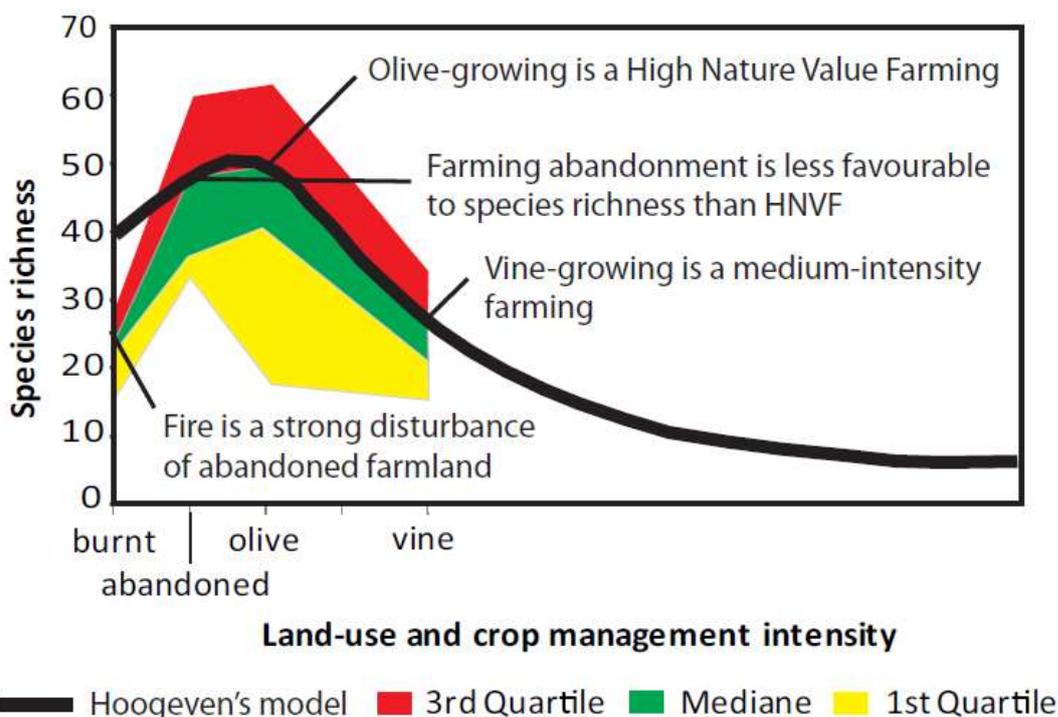


FIGURE 49 : COMPARAISON DES MESURES DE BIODIVERSITE DU PROGRAMME PATERMED AU MODELE DE HOOGEVEEN

4.3.3. Observer les peuplements, interpréter leur dynamique

Une deuxième approche temporelle, basée sur l'observation de l'actuel, est de considérer la végétation en termes de population dont on étudie la démographie. Les observations visent alors à reconstituer, pour chaque espèce, une pyramide des âges qui nous informe, d'une part, sur la dynamique passée et, d'autre part, sur les taux de reproduction et taux de régénération.

Les méthodes de terrain d'écologie végétales classiques (Emberger *et al.*, 1988) sont ici les plus adaptées. En effet, il faut effectuer des relevés permettant de compter, pour les différentes espèces étudiées, les effectifs avec des classes d'âges (utiliser les méthodes naturalistes comme la mesure du diamètre du tronc, le nombre de verticille, la hauteur de l'arbre etc.)

Premièrement, cela nous indique l'âge du peuplement (âge du plus ancien individu observé), ensuite nous pouvons distinguer des pyramides des âges correspondant à :

- Des peuplement relativement anciens, stables et se reproduisant sous eux même (effectif décroissant de façon inversement proportionnelle à l'âge)
- Des peuplement jeunes, nouveaux ou pionniers (effectif décroissant proportionnellement à l'âge)
- Des peuplements relativement anciens en déclin (effectif élevé dans les tranches d'âges adultes mais peu élevé dans les tranches d'âges jeunes).

Dans les études sur la forêt classée du Haut Sassandra nous avons synthétisé ces données, pour les espèces patrimoniales, en un tableau (dont le tableau 5 est un extrait) où la population est décrite par le % d'individus de l'espèce sur l'ensemble des individus relevés et la taille moyenne de l'espèce mise en relation avec le type bionomique indiquant la hauteur adulte approximative.

TABEAU 5 : LISTE DES ESPECES VULNERABLES DE LA FORET CLASSEE DU HAUT-SASSANDRA. TB= TYPE BIOLOGIQUE. HM = HAUTEUR MOYENE (M). MP = MEGAPHANEROPHYTE MP = MICROPHANEROPHYTE.

Espèces	Familles	TB	Hm (m)	Proportion (%)
<i>Albizia ferruginea</i>	Mimosaceae	mP	0,67	0,08
<i>Anopyxis klaineana</i>	Anisophylleaceae	MP	2,00	0,01
<i>Cordia platythyrsa</i>	Boraginaceae	MP	18,75	0,05
<i>Cryptosepalum tetraphyllum</i>	Caesalpiniaceae	mP	10,00	0,03
<i>Drypetes afzelii</i>	Euphorbiaceae	mp	2,40	0,03
<i>Entandrophragma angolense</i>	Meliaceae	MP	6,05	0,13
...

Sans rentrer ici dans les détails d'une telle analyse espèce par espèce nous pouvons synthétiser pour l'ensemble du relevé que la stratification observée n'est plus celle d'une forêt puisque 45 % des individus font moins d'un mètre et que les grands arbres occupent une très faible minorité (figure 50)

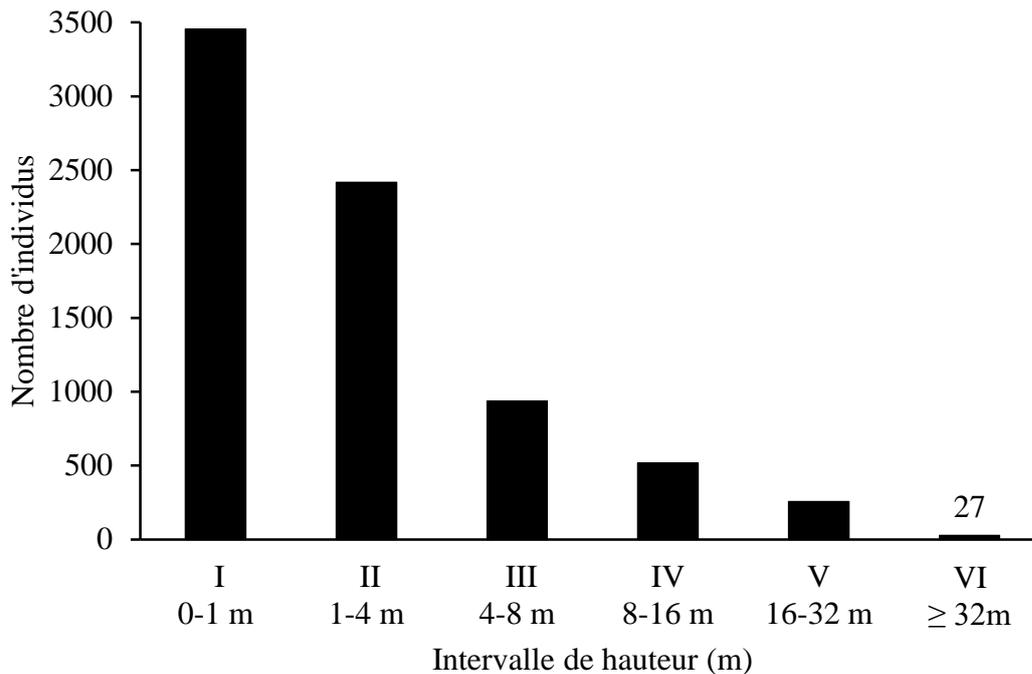


FIGURE 50 : NOMBRE D'INDIVIDUS EN FONCTION DES CLASSES DE HAUTEUR (M). I : [0 - 1[; II : [1 - 4[; III : [4 - 8[; IV : [8 - 16[; V : [16 - 32[; VI : \geq 32.

La comparaison de deux jeux de données floristiques est possible de façon non spatialisée mais nous avons essayé de montrer la plus-value d'une comparaison basée aussi sur l'analyse spatiale. Concernant les études de peuplements pour l'analyse des changements floristiques, leurs méthodes naturalistes sont loin d'une approche d'analyse spatiale. En effet, nous sommes là dans des données de terrain assez lourdes à récolter, donc qui présente très rarement une dimension spatiale intéressante pour l'analyse spatiale et qui, en plus, constituent des jeux de données plus qualitatives que quantitatives. L'effort de conjonction de l'approche naturaliste et d'analyse spatiale reste à faire.

En conclusion du quatrième chapitre, il s'agit de revenir sur l'immense plus-value, aujourd'hui bien trop souvent négligée, de la combinaison d'approches différentes. Il s'agit principalement de ma position générale sur le couplage entre les études naturalistes et le traitement spatial géomatique des données. Au-delà de ce couplage, il s'agit aussi de mettre en synergie des approches permettant de combiner l'analyse des différentes dimensions du changement spatial de la végétation (Andrieu et Mering, 2008 ; Andrieu, 2007). A ce titre, l'article Barima *et al.*, 2016 reste, pour moi, une référence majeure dans le sens où l'on y retrouve une synthèse entre les observations de terrain sur les marques des actions de l'homme sur la végétation, des observations floristiques, des observations sur la physionomie et les peuplements, le tout associé dans une approche diachronique où la cartographie des changements est associée à une interprétation qualitative et quantitative en clé d'écologie du paysage.

5. Expliquer les changements de la biosphère

L'observation des changements est une étape majeure mais elle manque grandement d'intérêt sans une deuxième étape où le chercheur essaie d'expliquer ces changements. Dans ce deuxième volet de l'étude des changements, nous présenterons donc un portrait d'ensemble des méthodes de recherche des causes des changements de la géographie de la végétation terrestre. A commencer par l'étude des liens nature-société (5.1), suivi d'une analyse des liens cause à effet (5.2), d'examen plus détaillé des processus de ce changement (5.3). Nous terminerons ce volet sur l'importance de la mise en système (5.4).

5.1. Enquêter sur les liens Nature-Société

Quels que soit les changements étudiés, incluant des processus assez étroitement cantonnés au domaine biologique et physique, la végétation n'en reste pas moins un produit de l'action des sociétés, gérée par celles-ci. Il est donc indispensable de s'inscrire dans une bonne connaissance des relations nature société (Simon, 2006). Une connaissance de la perception des milieux étudiés, de leur gestion, et des pratiques est une étape que la biogéographie doit réaliser avec la même rigueur que l'étude des couverts végétaux (Cohen, 2003). Ainsi, pour débiter ce chapitre, ce sont des techniques d'enquêtes (Marega *et al.*, 2013) qui seront présentées en complément des méthodes naturalistes, et géomatiques constituant le corps principal de ce volume. Tout d'abord, il semble important d'exprimer mon positionnement sur la catégorie d'enquête qui, selon moi, est la plus adaptée à une étude géographique des relations nature-société (5.1.1) ensuite, je tiendrai à placer quelques bornes sur ce qui me semble être une méthode reproductible d'interprétation des discours (5.1.2) avant de développer celles sur les descriptions des pratiques (5.1.3).

5.1.1. L'immersion, la participation, et l'entretien

Il m'a été donnée l'opportunité de réaliser des enquêtes en un assez grand nombre de villages d'Afrique de l'Ouest, mais aussi, de façon plus anecdotique, dans des villages des montagnes méditerranéennes françaises. Je ne prétendrai pas avoir atteint, en techniques d'enquêtes, la maturité qui me permet, aujourd'hui de co-encadrer une thèse de biogéographie, cependant, je pense avoir, grâce à la thèse et aux activités de l'ANR ECLIS, être en mesure d'un positionnement en faveur d'une approche par immersion, participation, et entretien (Beaud et Weber, 2010 ; Magnani, 2009 ; Mohia, 2008 ; De Sardan, 2003). Il est bien évident qu'à ces trois substantifs, s'ajoute celui d'observation mais ce serait sûrement là arriver à un niveau de banalité trop grand.

- L'immersion

Il est bénéfique, avant toute enquête, de repérer les lieux et les acteurs, ce faisant, de se faire connaître et accepter et, dans le meilleur des cas, d'obtenir une confiance réciproque entre l'enquêteur et l'enquêté. Le temps passé avant le passage aux entretiens est donc extrêmement précieux. Il permet d'acquérir un grand nombre d'atouts pour une enquête réussie. Bien sûr, le temps est souvent court et la spatialité du géographe nous oblige à répéter les enquêtes pour créer une base de données géographiques. Cependant, l'équilibre doit être trouvé entre le temps consacré à l'immersion et le nombre d'enquêtes.

L'« avantage » du biogéographe dans ce cas est qu'il est possible de coupler études naturalistes et enquêtes en utilisant le temps des études naturalistes pour connaître et se faire connaître avant de

débuter les enquêtes (Daget et Faugère, 2003 ; Mapedza *et al.*, 2003). Dans les régions littorales de l'Afrique de l'Ouest, par exemple, le meilleur interprète possible ne pouvait pas me traduire les noms des plantes citées en entretien dans « ma » langue : le latin. Cette immersion permettait entre autres d'apprendre quelques noms de plantes dans la langue vernaculaire, ces simples efforts de l'enquêteur permettant, en outre, de montrer que nous allons volontiers à l'encontre de la culture des personnes enquêtées.

- **La participation**

Autre point chronophage (donc pas toujours possible) mais d'un immense intérêt pour la qualité d'une enquête sur les pratiques est la participation à celles-ci. « Tandis que dans la culture occidentale le savoir est conçu comme une entité abstraite indépendante de la pratique (la science n'est pas la technologie), les sociétés prémodernes ont une vision plus holistique. Il semblerait vain de considérer les savoirs des fermiers sur la pluie, les types de sols et les diversités de cultures séparément de la façon dont ils sont mis en pratique dans leurs champs. Dans les cultures locales, savoir et savoir-faire vont de pair. Leur transmission se fait par la pratique et dans l'oralité. Enfin, à la différence de la science, le savoir autochtone n'oppose pas le spirituel au profane » (Roué, 2006). Les journées entières passées au rythme d'un berger ou d'un bucheron ou d'un agriculteur, que l'on participe à couper quelques branches de fourrage aérien ou que l'on aide à porter quelques bûches permettent d'aider à atteindre un objectif parfois délicat : s'assurer que la pratique observée quand on est là est la pratique réelle. Dans le cas des pratiques officieuses, interdites, réprimandées ou conflictuelles, ces efforts portent, selon mon expérience, assez bien leurs fruits.

La participation permet d'aider l'enquêteur à s'éloigner de l'ethnocentrisme qui est en chacun de nous, en effet, la connaissance d'une pratique ne peut être qu'améliorée par la pratique elle-même.

- **L'entretien**

Ces deux préliminaires à l'enquêtes permettent d'aborder de façon satisfaisante l'enquête à proprement parler. Dans le domaine de l'enquête, en ce qui concerne l'étude des relations nature société, je suis pleinement convaincu de la supériorité des entretiens ouverts sur les questionnaires, *a fortiori*, ceux fermés sur un petit nombre de questions (Marega *et al.*, 2013 ; Quivy et Campendhoutdt, 2009). Ainsi, c'est avec une liste de thème qu'un biogéographe peut préparer son entretien, cherchant, tout simplement, à faire parler « le plus possible » les enquêtés sur les thèmes voulus. Dès lors, les questions ne servent qu'à amener vers un nouveau thème ou réorienter vers un thème trop vite abandonné. Ces questions devront, avant toute chose, laisser la discussion s'ouvrir au mieux, et donc n'être que des questions ouvertes ne laissant pas penser que l'enquêteur attend une réponse plus qu'une autre. De la même façon, les réponses en oui ou non sont d'un intérêt bien inférieur à une réponse comportant un raisonnement ou une démonstration (Maroy 1995).

5.1.2. L'interprétation des discours

La puissance de l'entretien ouvert est aussi sa faiblesse : tout passe par le discours. Or entre le discours et la topologie, les liens sont parfois ténus. Cependant, pour qui souhaite relier la réalité physique de la végétation terrestres aux discours que les sociétés tiennent sur elle, l'exercice n'est pas sans intérêt. En effet, à travers l'analyse des discours il est possible de formaliser les relations nature société. Entre le discours sur la végétation et la végétation elle-même, se trouve la perception de l'enquêté sur son

environnement. Cette perception est le cadre à travers lequel il mène ses actions et prend ses décisions. Cette perception est la clé de compréhension des pratiques qui modifient la végétation.

De par mes expériences de recherche dans le domaine, je conseille le passage par une analyse lexicométrique (Lebart et Salem 1994). En effet, cet outil quantitatif est puissant pour distinguer des discours avec une clé de distinction objective : les fréquences d'emploi de mots ou de segments répétés.

Je ne ferai pas ici de rédaction détaillée sur la méthode lexicométrique. Principalement parce que je n'en ai pas pratiqué depuis ma thèse. Cependant, j'ai fait travailler des étudiants sur des enquêtes traitées par lexicométrie et j'ai accompagné deux doctorats associés à l'ANR ECLIS dans le Ferlo pour leur montrer la méthode mise en place du Bénin au Niger et, par la suite, été membre des deux jurys de thèse. Ces activités, m'ont permis de poursuivre ne fût-ce qu'en lecteur attentif les avancées de mes collègues en ce qui concerne cet outil. Je conseille tout particulièrement la lecture de la thèse de Marega (2016) en ce qui concerne la présentation et la justification de ces outils.

Cependant, je me permets tout de même de prélever de ma thèse une figure qui est d'un certain intérêt méthodologique pour une approche géographique de l'analyse des discours. En effet, les détracteurs de cette approche affirment généralement que les différences de contexte, de traducteurs, de questions, rendent les discours non comparables entre eux. Ce petit exemple tendrait à illustrer qu'ils le sont, gardant en mémoire que ce n'est qu'un exemple bien évidemment.

En DEA (Andrieu 2004) j'avais réalisé des enquêtes dans quatre villages du Delta du Saloum, ne posant des questions que sur la mangrove et la gestion de cette ressource en bois. En thèse, (Andrieu, 2008) j'ai réalisé des enquêtes dans 5 villages dans les régions septentrionales des Rivières-du-Sud, dont, pour le Saloum, le retour dans un des villages enquêtés en DEA, Diamniadio. En thèse les questions portaient sur l'ensemble des activités du finage, mangrove, pêche mais aussi agriculture, espaces boisés de terre ferme, pastoralisme, etc.

Parmi les outils de la lexicométrie, il est possible de réaliser des analyses factorielles des correspondances (AFC). Or, dans le cas d'une AFC regroupant les corpus de texte de toutes ces enquêtes, le plan 1/2 de l'AFC (figure 51) place les deux corpus réalisés à Diamniadio en 2004 (Diamniadio1) et en 2005 (Diamniadio2) comme les deux individus les plus proches de tout le plan factoriel, plaçant Diamniadio2 où les questions étaient les mêmes que toutes les enquêtes de 2005 sur la moitié d'axe 2 où l'on retrouve les enquêtes 2004 alors que sur cet axe, les enquêtes 2005 sont, à cet exception près, toutes à l'opposé sur l'axe. Les discours du village de Diamniadio, dans les deux enquêtes aux questions différentes, présentent donc une grande similarité. Je retire de cet exemple la conviction (mais je suis prêt à la remettre en question) que le discours des habitants d'un village présente des particularités qui permettent d'autoriser sa caractérisation comme un objet géographique et, par là même, autorise le géographe à comparer les discours, même issus d'entretiens ouverts donc peu normés par définition (Andrieu *et al.*, 2007).

Deux enquêtes thématiquement très différentes dans un même village montrent une grande similarité du champ lexical.

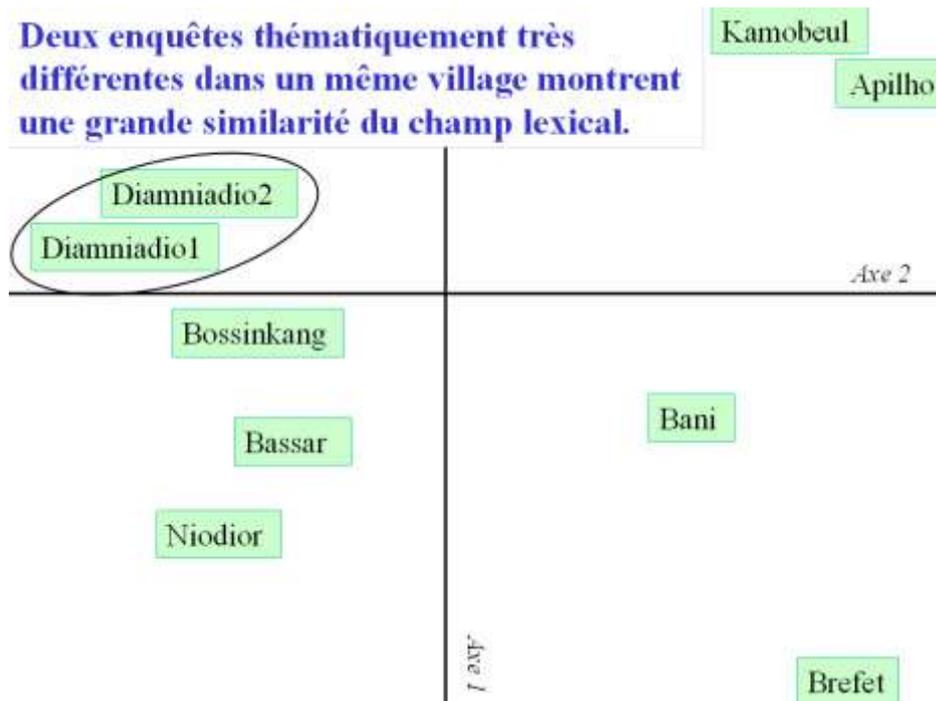


FIGURE 51 : PLAN FACTORIEL SUR DES CORPUS D'ENQUETE DE NEUF VILLAGES EN AFRIQUE DE L'OUEST (ANDRIEU, 2008)

Dans le cadre de l'ANR ECLIS, le long d'un transect du centre du Bénin au Sud du Niger, ont été menés des entretiens ouverts permettant d'ajouter à nos observations de la végétation qui constituait une ressource en fourrage, une prise en considération de la perception de cette ressource dans l'espace et dans le temps. Cette étude, entre autres, a permis de placer un seuil géographique entre les finages qui se considèrent vulnérables face à la fluctuation temporelle de la ressource fourragère et ceux qui perçoivent cette ressource comme suffisante, même les mauvaises années. Il a été intéressant, donc, d'observer qu'en correspondance du caractère graduel de la transition phytoclimatique, la perception de la vulnérabilité temporelle pour la ressource fourragère présentait une spatialité plutôt discontinue, avec une limite au Sud du Niger (Alexandre et al., 2010).

5.1.3. La description des pratiques

Les discours jouent un rôle majeur dans notre compréhension de la perception de la végétation par les sociétés mais l'explication des changements de la végétation doit s'accompagner d'un versant plus concret pour ne pas utiliser le mot physique : la description des pratiques. En effet, si la perception de l'environnement conditionne les choix de gestion des ressources végétales, c'est bien la matérialité de la pratique qui, concrètement, modifie la végétation.

Ainsi, le troisième volet majeur de l'étude des relations végétation société, mené côté société est une description des pratiques. Or, ici, l'équilibre est à trouver entre la rigueur de la description sociétale de la pratique, ainsi que son explication culturelle et la rigueur de la description « écosystémique » de la pratique, c'est-à-dire quantifier la pratique en termes de perturbation environnementale. Il s'agit donc, pour le biogéographe, de décrire les pratiques, essentiellement pour quantifier ou qualifier l'impact sur la végétation. Les questions, au niveau d'une formation végétale sont :

- Quelle est la biomasse prélevée ? Quel volume ?
- Avec quelle répartition verticale et horizontale du prélèvement ?
- Quelle/Quelles espèces ?

Au niveau d'une plante, pour savoir comment la croissance et la reproduction de la plante va-t-elle être impactée :

- Quels sont les tissus/organes prélevés en cas de prélèvements partiels ?

L'exercice de géographe, ensuite, est la difficile spatialisation de la pratique observée, bien souvent ponctuelle. En effet, lorsque l'on observe une pratique de coupe forestière par un petit groupe de bûcherons, une fois la pratique complètement décrite à l'échelle d'une journée de travail dans une placette, il s'agit de généraliser cette pratique dans l'espace et dans le temps pour en comprendre la durabilité à l'échelle inférieure (massif forestier par exemple). Il faut donc être capable d'ajouter une connaissance sur le nombre de fois où cette pratique a lieu rapportée à un espace et à un pas de temps et pour cela, ajouter trois questions :

- Combien d'acteurs pratiquent cette même activité ?
- A quelle fréquence ?
- De la même façon ou avec une variabilité d'intensité ?

Le travail de mise en relations des pratiques viticoles et oléicoles avec la biodiversité des parcelles réalisé dans l'ANR PATERMED est un exemple de telles réalisations, comme le sont les descriptions des parcours des troupeaux au sein des finages agro-sylvo-pastoraux tout au long du transect Bénin Niger réalisé dans le cadre de l'ANR ECLIS. On peut y associer les travaux avec mes collègues spécialistes de géographie du tourisme pour la description des pratiques sportives de pleine nature du contrat entre la Métropole NCA et l'université UNS.

La végétation étant le résultat de pratiques issues de phénomènes culturels, sociaux et économiques, le biogéographe doit être capable de travailler en interdisciplinarité avec les collègues spécialistes de ces questions. Sinon, il doit acquérir l'autonomie permettant de réaliser l'ensemble de la démarche d'étude des changements de la végétation, incluant la compréhension des facteurs sociaux d'un tel changement. Dans ce domaine, mon expérience est plus modeste que dans les champs d'observation in situ de la végétation ou de l'analyse spatiale de données sur la végétation, ainsi, je ne délivre qu'une méthode, qui, sans prétention de supériorité sur d'autres méthodes, par moi non testées, a cependant fait ces preuves dans des situations différentes et a été appliquée à plusieurs programmes de recherches. Les enquêtes par immersion, entretiens et descriptions des pratiques constituent une méthode efficace.

5.2. Analyser les liens de cause à effet

Deux grands facteurs qui structurent la géographie de la biosphère me sont familiers : le climat et l'action de l'homme. Tout en ne négligeant pas les évolutions de la végétation liées à sa propre dynamique, étudier le changement du couvert végétal est, avant tout, étudier, soit l'impact d'un changement du climat, soit celui d'une modification des relations homme-nature. Très souvent, la question posée est précisément « homme ou climat ? », sans que je partage la pertinence de cette question (Archer, 2004). Nous verrons dans ce sous-chapitre, tout d'abord, comment procéder à l'observation de terrain des marques des facteurs de changement (**5.2.1**) avant de présenter les calculs de corrélations (**5.2.2**). Enfin, nous parlerons des méthodes disponibles lorsque l'on ne peut pas forcément calculer les corrélations (**5.2.3**).

5.2.1. L'observation de terrain des marques des facteurs de changement

Un changement de la végétation étudié sur le terrain peut être associé, à la même échelle, au recensement, sur le terrain toujours, des traces observables des facteurs ayant affecté la végétation. Il peut s'agir de rechercher les preuves d'un broutage, de coupes de branches ou d'arbres, des traces de feu, de stress hydrique, de maladie. La récolte de telles données de terrain n'échappe pas à la nécessité d'un échantillonnage rigoureux et adapté à la spatialité de l'objet étudié et à l'échelle de l'étude.

Nous pouvons, à différentes échelles, considérer que cette méthode a été utilisée et publiée dans San-Emeterio *et al.*, (2013), Bidou *et al.*, (2016). Dans l'étude sur l'artificialisation de la forêt classée du Haut Sassandra, (Barima *et al.*, 2016), l'espace étudié a été échantillonné selon 18 transects répartis selon un échantillonnage « semi-stratifié ». D'abord la forêt a été divisée en 3 rectangles (Haut-centre bas) chacun a été divisé en 3 rectangles (droite centre gauche). Deux tirages aléatoires ont été fait dans chacun des neuf rectangles. Chaque transect de 500 ou 600 mètres était constitué de 20 segments de 25 mètres soient 392 segments. Un extrait de la liste des traits de l'action de l'homme sur la végétation est en tableau 6. Composée de 46 types d'observations, elle comprend quelques observations qui ne sont pas à proprement parler des actions de l'homme sur le milieu.

TABLEAU 6 : LISTE DES TRAITS D'ARTIFICIALISATION RECENSES DANS LA FORET CLASSEE DU HAUT-SASSANDRA

N°	Trait	N°	Trait
01	Association de cultures	24	Mosaïque de café-cacao de + 20 ans
02	Brulis des pieds des arbres	25	Mosaïque de café-cacao de + 30 ans
03	Campement	26	Piste
...

Le comptage et la cartographie des observations des différences actions de l'Homme sur la végétation ont, ainsi, permis de déceler trois modes d'artificialisation. Le premier, dominant, est la culture du cacaoyer. Le deuxième mode, est l'exploitation de la forêt. La séquence de végétation progressive de retour vers la forêt est un troisième mode observé.

5.2.2. Quand changement et cause sont cartographiées

Bien que j'accorde une place capitale au terrain, la détection des changements, fait la part belle à la télédétection et mes études du changement de la végétation sont des cartes de changement et non des analyses ponctuelles de changement. Dès lors, il vient naturellement d'essayer de produire des cartes des facteurs de changements de même résolution que les cartes de changement de sorte à être en mesure de les croiser. Rien d'original ici n'est à présenter, tout dépend du caractère quantitatif ou qualitatif des changements et des facteurs expliquant ceux-ci.

Dans les études sur les changements répétés dans la couverture végétale des régions septentrionales des Rivières du Sud, il a été possible de tester l'hypothèse que les changements passés aient constitué un facteur explicatif des changements récents. Ainsi, ont été produites, une carte de la fréquence locale des changements passés pondérée selon la répétition et le passé plus ou moins récents (figure 52) et une carte de la fréquence locale des changements récents (figure 53) ils ont permis un nuage de point et calculs de corrélation dont les résultats sont présentés (figure 54) c'est-à-dire un coefficient de détermination très faible : 29,4%. En soit, ce coefficient de détermination est assez faible. Cependant, pour une démonstration d'ordre méthodologique, nous pouvons poursuivre avec le calcul

d'une carte de résidus par la soustraction de l'image observée (changements récents) avec une image calculée selon la formule de la régression linéaire donnée à l'étape précédente. Cette carte des résidus (figure 55) oppose donc les régions dont les changements sont bien supérieurs à ce que laissait supposer l'hypothèse que les changements récents sont expliqués par la localisation des changements anciens en valeurs positives aux régions dont les changements sont bien inférieurs à ce que laissait supposer l'hypothèse que les changements récents sont expliqués par la localisation des changements anciens en valeurs négatives.

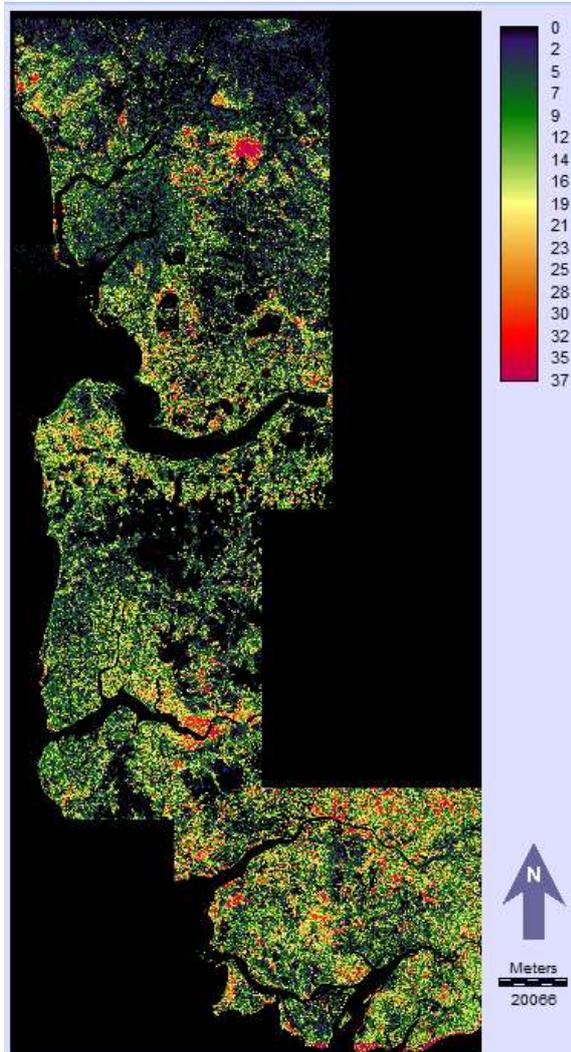


FIGURE 52 : FREQUENCE LOCALE DES CHANGEMENTS RECENTS (ANDRIEU 2016)



FIGURE 53 : FREQUENCE LOCALE DES CHANGEMENTS ANCIENS (ANDRIEU 2016)

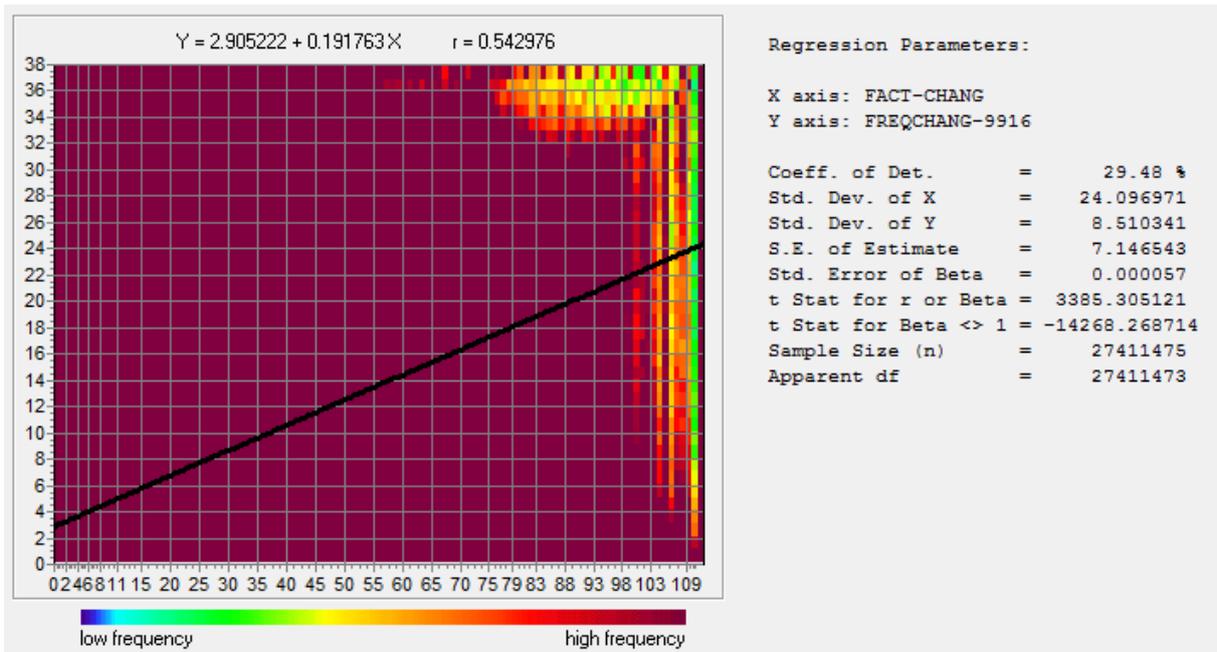


FIGURE 54 : RESULTAT DE LA REGRESSION LINEAIRE ENTRE LES FREQUENCES LOCALES DE CHANGEMENTS ANCIENS ET RECENTS (ANDRIEU 2016).

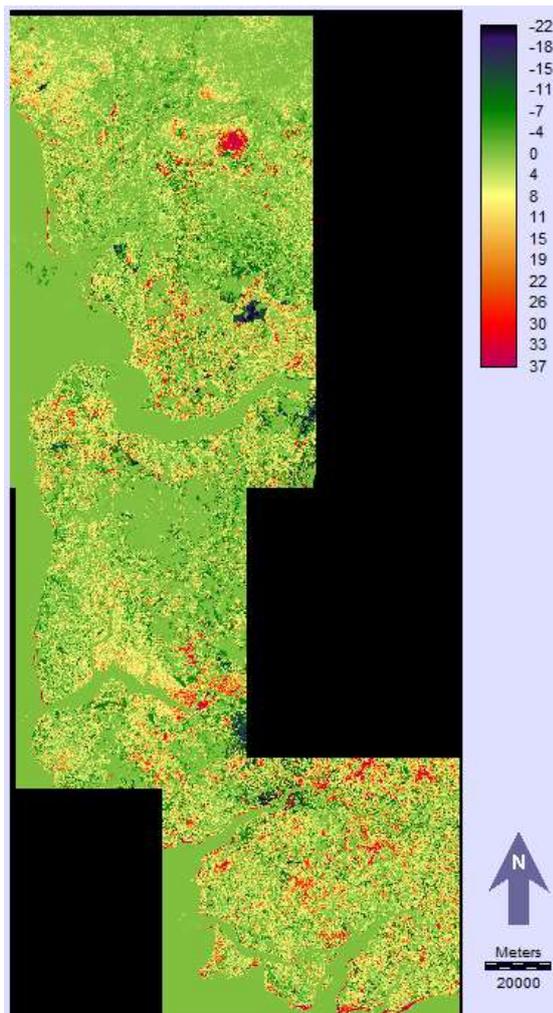


FIGURE 55 : CARTE DES RESIDUS AU MODELE DE REGRESSION LINEAIRE ENTRE LES CHANGEMENTS ANCIENS ET RECENTS (ANDRIEU, 2016 B).

Lorsque l'on possède bien une cartographie des facteurs explicatifs mais que celle-ci est d'une spatialité différente (lignes, points), la morphologie mathématique permet également de démontrer la coïncidence spatiale d'un type de changement avec la localisation d'un facteur explicatif. Par exemple, dans la forêt classée du Haut Sassandra, le processus de défrichement (conversion de forêt en cultures de cacao) a été analysé par rapport à la distance aux pistes (figure 56). Selon Voiron-Canicio (1995) il s'agit d'analyser la distribution d'un ensemble (zones de changement) autour d'une composante (l'objet qui pourrait structurer le changement). Dans Andrieu *et al.*, (2016 A) cela a permis de constituer un indice des secteurs de forêts les plus susceptibles d'être défrichés pour la constitution d'un modèle spatialement explicite.

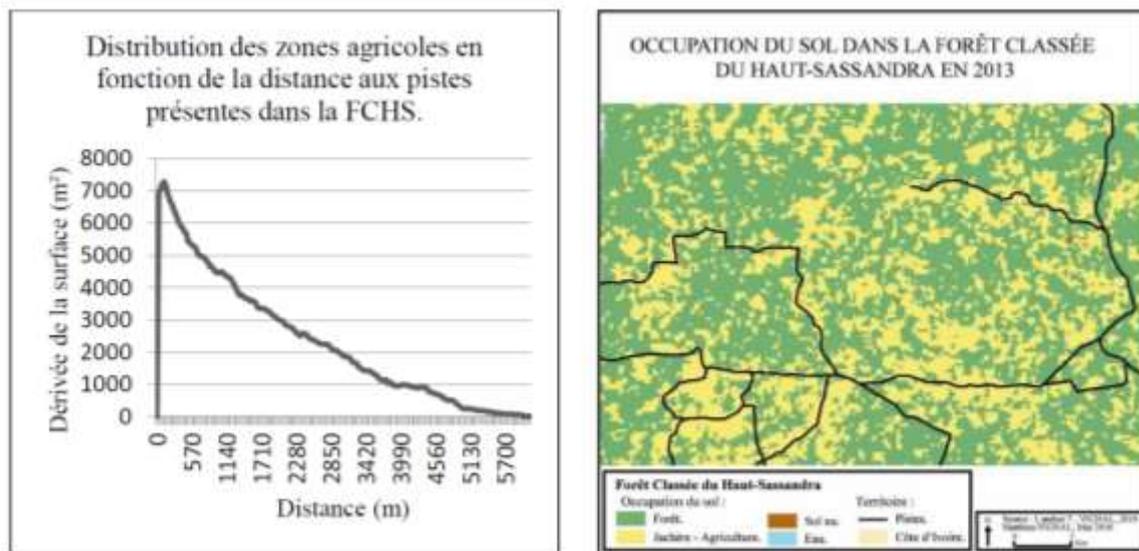


FIGURE 56 : ILLUSTRATION D'UN CALCUL DE MORPHOLOGIE MATHÉMATIQUE POUR LA CARACTÉRISATION D'UN CHANGEMENT AU REGARD D'UN ÉLÉMENT STRUCTURANT (VIGNAL, 2016).

5.2.3. Et sans les co-occurrences ?

La troisième méthode de recherche de causes est celle pratiquée lorsque l'on ne possède pas le temps de réaliser une campagne de terrain et que l'on ne possède pas de cartographie des causes de changement. En outre, souvent, les causes de changement sont fortement soupçonnées cela permet de passer à des approches plus hypothético-déductives où l'on cherche dans les modalités du changement d'estimer dans quelle mesure la cause soupçonnée a bien joué un rôle dans le changement.

- La forme et la localisation peuvent-elle expliquer le changement ?

Est-ce qu'un « simple » lecture de la carte des changements, basée sur la localisation (et non plus la co-localisation entre le changement et sa cause) et la forme peut-être une méthode scientifique pour expliquer un changement ?

Il est évident que nous sommes ici dans des méthodes peu démonstratives et qui méritent une juste prudence et un regard critique important. Cependant, dans un contexte donné, pour un type de changement donné, il y a des formes et des lieux qui se prêtent assez bien aux explications.

Dans Andrieu (2016), à propos de la régénération de la mangrove, a été discutée la part respective des programmes de reboisement vis-à-vis de processus de reboisement naturel et spontané. Dans ce but, la recherche de petites zones de vases récemment reboisées isolées des villages et très peu accessibles, dans des secteurs peu mis en valeur par les sociétés insulaires a été effectuée comme principal

exemple d'un secteur où il est très peu improbable que quiconque n'ait programmé de reboisement anthropique.

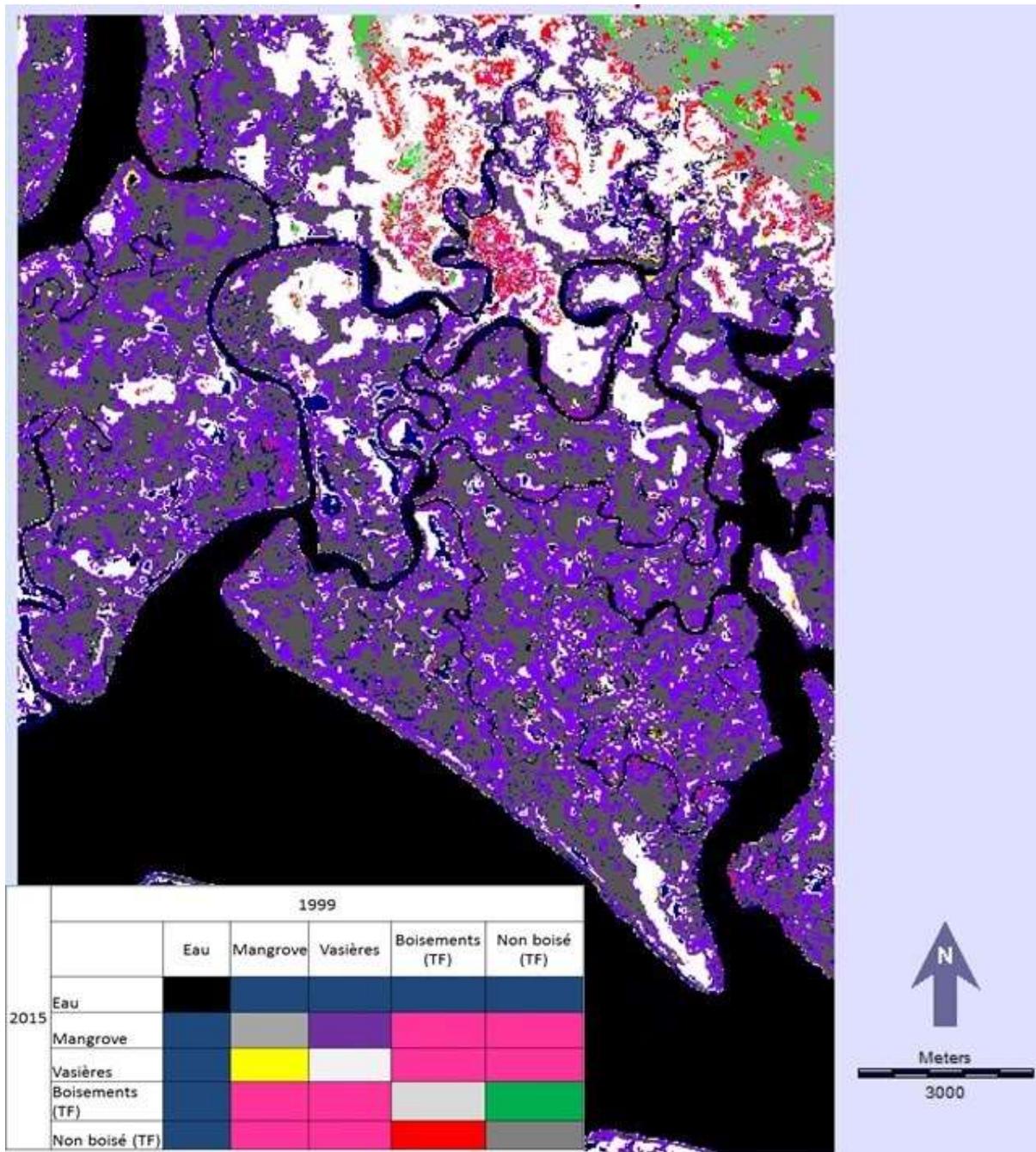


FIGURE 57 : CARTE DE LA CINEMATIQUE DE LA COUVERTURE VEGETALE D'UNE PARTIE DE LA CASAMANCE ENTRE 1999 ET 2015

La figure 57 illustre ce processus de reboisement. Il est particulièrement régulièrement réparti et présent, en particulier, dans des secteurs d'une accessibilité quasi nulle. Selon une telle répartition il est très probable que le processus naturel joue un rôle majeur. Cela ne signifie pas, bien sûr que les reboisements n'ont pas participé au retour de la mangrove entre 2000 et 2015.

- La temporalité peut-elle expliquer le changement ?

La temporalité donne des informations importantes sur les causes des changements. Notamment si les causes de ces changements ne varient que peu dans l'espace mais possèdent une temporalité bien connue. C'est notamment le cas du retour aux conditions relativement pluvieuses dans l'Afrique de l'ouest de ces 20 dernières années. En effet, la détection d'un changement de type « reverdissement » qui soit synchrone ou légèrement décalé en retard avec l'amélioration des pluies d'un milieu où la quantité de pluie est une limite forte est une explication très probable. Dans le cadre de la forêt classée du Hautassandra, où la cartographie temporelle de l'occupation du sol et la recherche des modalités d'action de l'homme sur la forêt convergent pour décrire une massive déforestation, la phénologie montre le renforcement du caractère bimodal de la phénologie soit la réponse à un renforcement du caractère bimodal des pluies, indépendant à la déforestation. La coïncidence de ce changement phénologique avec le reverdissement du sahel, soit la remontée plus au nord du FIT est une explication climatique simple de ce phénomène.

La recherche de causes expliquant les changements de la végétation peut se faire sur le terrain, ce qui reste long et limite la capacité à produire des jeux de données adaptés à l'analyse spatiale. Cependant il faut essayer d'en produire et de développer de bonnes méthodes pour les analyser. Si les données spatialisées sont accessibles, les outils sont nombreux dont un certain nombre sont très fréquemment utilisés comme une chaîne de traitement régression multiple, résidus. D'autres sont moins diffus comme ceux issus de la morphologie mathématique. Enfin, il ne faut pas s'interdire à condition d'employer une prudence proportionnelle, à des interprétations des causes des changements avec un regard compétent sur l'aspect spatial ou temporel des changements qui révèle, même qualitativement des informations au géographe.

5.3. Vérifier les liens cause – processus

Il me semble nécessaire ici de prendre du recul vis-à-vis de ce qui a été écrit au 5.2. En effet, les méthodes de mise en relation des causes et des changements sont capitales et incontournables mais il ne s'agit nullement d'une science exacte là où une prudence la plus grande possible est à avoir. Je vais ici développer un argumentaire (de plus) pour une utilisation majeure du terrain et une observation majeure et meilleure de la végétation. L'idée ici est que le plus parfaite des corrélations spatiales peut toujours être à l'origine d'une « erreur écologique » et d'une confusion entre co-occurrence et causalité. Pour éviter un telle erreur je propose d'effectuer une vérification des liens entre les causes dont on démontre la co-occurrence et le processus de changement de la végétation qu'il soit physiologiques (5.3.1), physiologiques (5.3.2) ou floristiques (5.3.3).

5.3.1. Comment est modifiée la physionomie ?

La physionomie de la végétation peut être modifiée par quatre processus majeurs : l'ouverture de la végétation, la fermeture de la végétation, l'augmentation de la hauteur de la strate végétale supérieure des végétaux ou la diminution de celle-ci. On peut ajouter des processus plus complexes comme la modification de la structure spatiale du semis d'individus à égale densité ou des modifications des strates inférieures de la végétation.

L'observation du processus en liaison avec la cause du changement permet une démonstration bien plus sûre. Dans Barima *et al.*, 2016 nous avons produit la figure 58. On y voit le processus de changement physiologique de la forêt vers le champ de cacao.

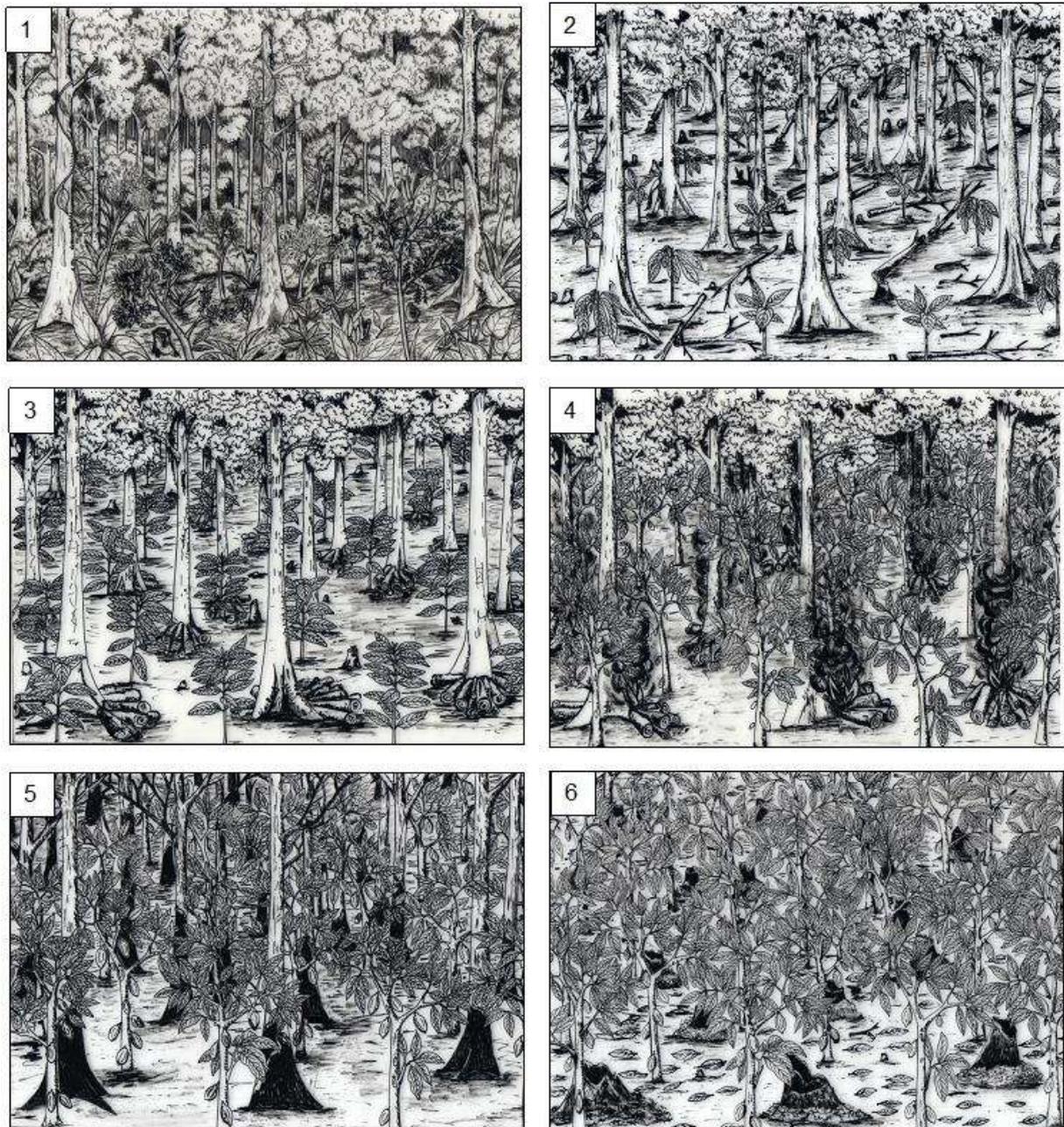


FIGURE 58 : PROCESSUS DE MISE EN PLACE DE LA CACAOYERE AU SEIN DE LA FORET CLASSEE DU HAUT-SASSANDRA (BARIMA ET AL., 2016). (1) FORET A L'ETAT INITIAL PRESENTANT DE GROS ARBRES, UN HOUPPIER JOINTIF ET DE NOMBREUSES LIANES. (2) ELIMINATION DU SOUS-BOIS ET SEMIS DU CACAOYER. (3) REGROUPEMENT DES BOIS MORTS AUTOUR DES GROS ARBRES. (4) BRULIS DES AMAS DE BOIS ET FEUILLES AUTOUR DES GROS ARBRES. (5) PLANTATION DE CACAOYERS AVEC DES ARBRES MORTS SUR PIED. (6) CHUTE DES BOIS MORTS SUR PIED. PLANTATION DE CACAOYERS AVEC PEU OU SANS BOIS.

5.3.2. Comment est modifiée la physiologie ?

Nous avons pu décrire l'apparent paradoxe de la Forêt classée du Haut Sassandra où à l'approche phénologique par séries temporelles du NDVI montrait une stabilité accompagnée d'un renforcement du caractère bimodal ce qui pourrait être considéré comme une « amélioration » sur le plan phénologique. En revanche, une forte dégradation physionomique et floristique ont été observées par analyse diachronique de cartes d'occupation du sol et par comparaison des flores. Cela démontre, s'il en est besoin, la nécessité des validations dans les études des causes de changement.

Les hypothèses élémentaires pouvant expliquer une modification phénologique sont les suivantes :

- Le tapis végétal réagit physiologiquement sans que ne se perçoive de changement de la physionomie ou de la flore (départ précoce ou tardif de la saison d'activité ; fonctionnement végétatif maximal ou réduit)
- Le tapis végétal montre un rythme saisonniers différent parce que la physionomie de la couverture végétale a changé (augmentation ou diminution de la biomasse, en hauteur et ou en densité)
- Le tapis végétal a connu un changement floristique avec des types bionomiques différents à un tel point que le rythme saisonnier de l'ensemble de la végétation apparaisse différent.

L'hypothèse générale de la communauté des chercheurs qui travaillent sur les séries temporelles est la relation entre NDVI et production de biomasse (Herrmann *et al.*, 2005). Le retour de conditions relativement pluvieuses a produit, une augmentation du NDVI, lequel, au regard de cette hypothèse correspondrait à une augmentation des biomasses. Les relevés de quantification et qualification des fourrages associées aux enquêtes sur les fourrages et leurs variations menées dans le cadre de l'ANR ECLIS (Andrieu *et al.*, 2010, San Emeterio *et al.*, 2013) ont contribué à valider cette hypothèse. Plus exactement, en parallèle aux études de séries temporelles de NDVI, ont été examinées les biomasses et compositions floristiques des fourrages d'un échantillon de village le long du gradient. Dans l'ensemble du transect au départ du Bénin, la variation est celle du gradient bioclimatique du sud à la végétation dense où même le tapis herbacé annuel est très important (figure 59) au nord où le tapis herbacé annuel n'est pas continu (figure 60). Dans l'examen plus d'échelle plus grande au Niger il a pu être observé que « si les relevés botaniques ne révèlent guère de différences dans le cortège floristique entre le nord et le sud de l'espace étudié (disparition progressive des espèces sahéliennes, les plus exigeantes en eau), la biomasse végétale et, conséquemment la ressource fourragère, est nettement plus élevée au sud : les taux de recouvrement du tapis herbacé observés dans la brousse tigrée sont proches de 100 % à Farey (département de Dosso, 12°52) alors qu'il n'est que de 50 % environ dans la partie nord du Fakara, à Kirib Kaina (département de Filingué, commune de Tondikandja, 13°54) ou Maourey Tonkobinkani (département de Kollo, commune de Dantiandou, 13°41). » (San Emeterio *et al.*, 2013).



FIGURE 59 : TAPIS VEGETAL D'UNE SAVANE ARBOREE DENSE AU BENIN



FIGURE 60 : TAPIS VEGETAL D'UNE SAVANE ARBUSTIVE OUVERTE AU NIGER

Or, si la validation (déjà délicate en soi) de la correspondance entre caractéristiques d'une série de NDVI et la qualité et quantité d'une ressource végétale dans l'espace peut être acceptable, en déduire que la correspondance est valable dans les changements est encore plus délicate. Pour cela, dans ce

même programme ont été réalisées des enquêtes sur les perceptions dans les villages des variations des pluies, des variations des ressources fourragère et de la vulnérabilité qui en résulte. Il est ressorti de ces enquêtes que sur ces questions, les villages du Bénin et ceux des Dallols au Niger ne perçoivent pas de grandes variations dans leurs ressources fourragères dans le sens où celles-ci sont satisfaisantes et le sont restées même pendant les périodes sèches. En revanche, les villages du Fakara et plus au Nord perçoivent leur ressource comme limitée et variable en fonction des fluctuations de la pluviosité et se savent vulnérables face à ce risque (San Emeterio *et al.*, 2013).

5.3.3. Comment est modifiée la flore

Expliquer la modification de l'aire de répartition d'une espèce nécessite d'expliquer la disparition de l'espèce d'un espace de taille significative en limite d'aire ou l'inverse l'apparition au-delà de la limite d'aire. Quelques processus peuvent être nets et rapides comme l'élimination du milieu de l'espèce (urbanisation, assèchement de zones humides, etc). Dans la forêt classée du Haut Sassandra, la perte de 40 % de la flore entre 1998 et 2013 est due à la conversion forêt-cultures qui part génère :

- la destruction de végétaux,
- la perte d'habitats,
- la fragmentation de la trame forestière.

Il s'agit, dans ce genre de cas de modification de la flore, de réaliser une analyse spatiale qui mette en relation l'aire de distribution et les habitats détruits ou les lieux où la population de l'espèce est décimée par une activité humaine ou par un facteur naturel. Le processus inverse s'étudierait, bien évidemment de la même manière avec de la reconstitution (naturelle ou assistée) d'habitat et du retour (ici aussi naturel ou assisté) d'une population.

Cependant, la plupart des changements de la flore procèdent des évolutions démographiques progressives, dans l'espace et dans le temps. Dès lors, la modification de l'aire de répartition d'une espèce passe, en chaque lieu, par un certain nombre de processus : mortalité, production de graines, dissémination des graines, germinations, survie juvénile, compétition interspécifique etc. La validation passe ici par une spatialisation, au sein de l'aire de distribution, du processus (passage de population fertile à population relique ; taux de mortalité supérieur à celui de germination etc.). Pour la progression ou du déplacement hors de l'aire actuelle, il faut réaliser la spatialisation, dans des lieux nouvellement viables pour l'espèce, des processus de dissémination des graines, de survie juvénile, de compétitions interspécifiques, etc. Il ne faut pas oublier, même si cette question ne fait pas partie des thèmes de mes travaux, que la flore est modifiée également par l'extension des espèces invasives qui connaissent souvent des progressions spatiales très rapides en l'absence de prédateurs, de parasites ou de concurrents.

Nous avons développé plus haut l'exemple d'*Avicennia africana* dont le passage d'un seuil hydrologique, ici la salinité de l'eau libre, permet ou empêche le dépôt des propagules et a fait passer l'espèce à un stade de relique en quelques décennies. Il est important de noter qu'en une partie seulement des lieux où la germination d'*Avicennia africana* s'est arrêtée, l'espèce a connu en addition une importante mortalité. Ces questions et mes méthodes d'analyses spatiales qui y répondent sont en plein développement dans le cadre des travaux sur les conséquences du changement climatique sur la flore et seront développées plus loin.

Ce court rappel de l'intérêt de la prise en compte des processus du changement, en addition d'une « simple » co-spatialisation du changement et de sa cause montre la grande plus-value des connaissances de terrain et des données qui en résultent. En même temps cela nous rappelle la difficulté de l'approche spatiale et quantitative dans la récolte de données naturalistes, ce qui

explique la difficulté d'y ajouter des exemples concrets. Mais cette faiblesse d'aujourd'hui sera repris dans le dernier chapitre « projet de recherche ».

5.4. La mise en système

Enfin, une fois les causalités bien étudiées séparément (5.2) et vérifiées dans les processus de changement qu'elles génèrent (5.3), il est nécessaire, pour compléter une étude des changements, de bien mettre en système les éléments lorsqu'un ensemble de relations existent entre les composantes du milieu. Nous proposons, trois approches systémiques d'intérêt croissant en géographie : l'écosystème (5.4.1), les systèmes anthropiques ruraux : terroirs et finages¹⁰ (5.4.2) de sorte à pouvoir conclure sur l'intérêt des approches éco-anthroposystémiques où l'homme fait partie du milieu et où les systèmes naturels et sociaux présentent des relations qui conditionnent le système dans son ensemble (5.4.3).

5.4.1. L'écosystème

Les changements de la végétation ne sont pas à percevoir comme des réactions unilatérales avec une unique cause dont le changement de la végétation serait l'unique et directe conséquence. Au contraire, ces changements s'insèrent d'abord pleinement dans l'ensemble des interactions du biotope et de la biocénose de l'écosystème. Il est donc nécessaire d'inscrire ces changements et les causes de ces changements dans l'écosystème et dans la mesure du possible dans l'ensemble des interactions que, tant la cause que la conséquence, peuvent modifier. D'une part, il est important de prendre en compte le plus grand nombre possible de composantes du biotope, d'autre part, il faut chercher à ne pas les étudier séparément mais d'en donner une vue d'ensemble qui tienne compte des facteurs corrélés, ou de ceux qui se compensent.

Par exemple, dans les travaux sur la mangrove, il n'est pas possible de réduire la variable climatique aux seules précipitations (Andrieu, 2011). En effet, les pluies *in situ*, ajoutées au cumul de pluie de l'ensemble du bassin versant, associées aux caractéristiques physiques et chimiques du sol et aux caractéristiques des masses d'eaux océaniques et à la circulation de celles-ci dans les chenaux commencent à produire un ensemble de variables complet qui permet de comprendre la viabilité des sols de mangrove dans l'espace et dans le temps. Dans cet écosystème les principaux changements des sols sont liés aux bactéries du sol, lesquelles seules oxydent ou réduisent le soufre. Ensuite, comme nous l'avons vu plus haut, l'impact, physique de la salinité des eaux peut être ponctuellement compensé par une interaction spécifique.

Si l'on prend un autre exemple dans les études sur les aires de répartition dans le massif Argentera Mercantour, il est ici aussi nécessaire d'une description la plus complète possible du biotope : climat dans sa définition plus complexe avec 3 descripteurs (Température minimale, température maximale, total pluviométrique mensuel) sur 12 mois, pente, exposition, roche. Ici, il faut ajouter un ensemble d'éléments de la biocénose, d'un part pour prendre en compte la compétition interspécifique et d'autre part les processus de dispersion zoochore. La modélisation présentée dans Vignal et Andrieu (2016 A) est paramétrée pour modéliser, par exemple, le processus de dissémination du Pin cembro par le Casse-noix moucheté.

¹⁰ Je fais ici volontairement l'impasse sur la ville où d'une part, je suis peu compétent et où de nombreux collègues sont spécialistes.

5.4.2. Le terroir et le finage

Une fois les changements correctement insérés dans un système qui prend en compte les facteurs naturels entre eux, le géographe a tout intérêt à insérer cet écosystème dans le système territorial qui en gère les ressources. En ce qui concerne la quasi-totalité de mes travaux, il s'agit des communautés rurales villageoises (Andrieu, 2009).

Pour les études de la gestion des ressources naturelles par les sociétés, il est nécessaire, là aussi, de mettre en système cette gestion puisque celle-ci est composée de plusieurs acteurs, (autorités, exploitants plus ou moins spécialisés dans certaines ressources, propriétaires, etc) qui interagissent avec les différents milieux et les différentes ressources des du finage. Dans le cadre des travaux sur le nord du Bénin, il y a eu par exemple la nécessité de distinguer les vieux terroirs des fronts pionniers (Bidou *et al.*, 2016) ou de caractériser le passage des finages agroforestiers du Bénin aux finages agropastoraux du Niger (Génin *et al.*, 2016 . San-Emeterio *et al.*, 2013).

Dans les études sur la forêt classée du Haut Sassandra ma principale contribution étant la modélisation sociale et sociétale du processus de défrichement en temps de conflits, il s'est agi précisément de mettre en système, ici en système multi agents, le fonctionnement territorial de la forêt classée. L'Etat de l'art a permis, dans un premier temps, de connaître un certain nombre de processus des prémices de l'installation dans la Forêt Classée. La figure 61 présente et cartographie les premières installations (Oswald, 2005 modifié).

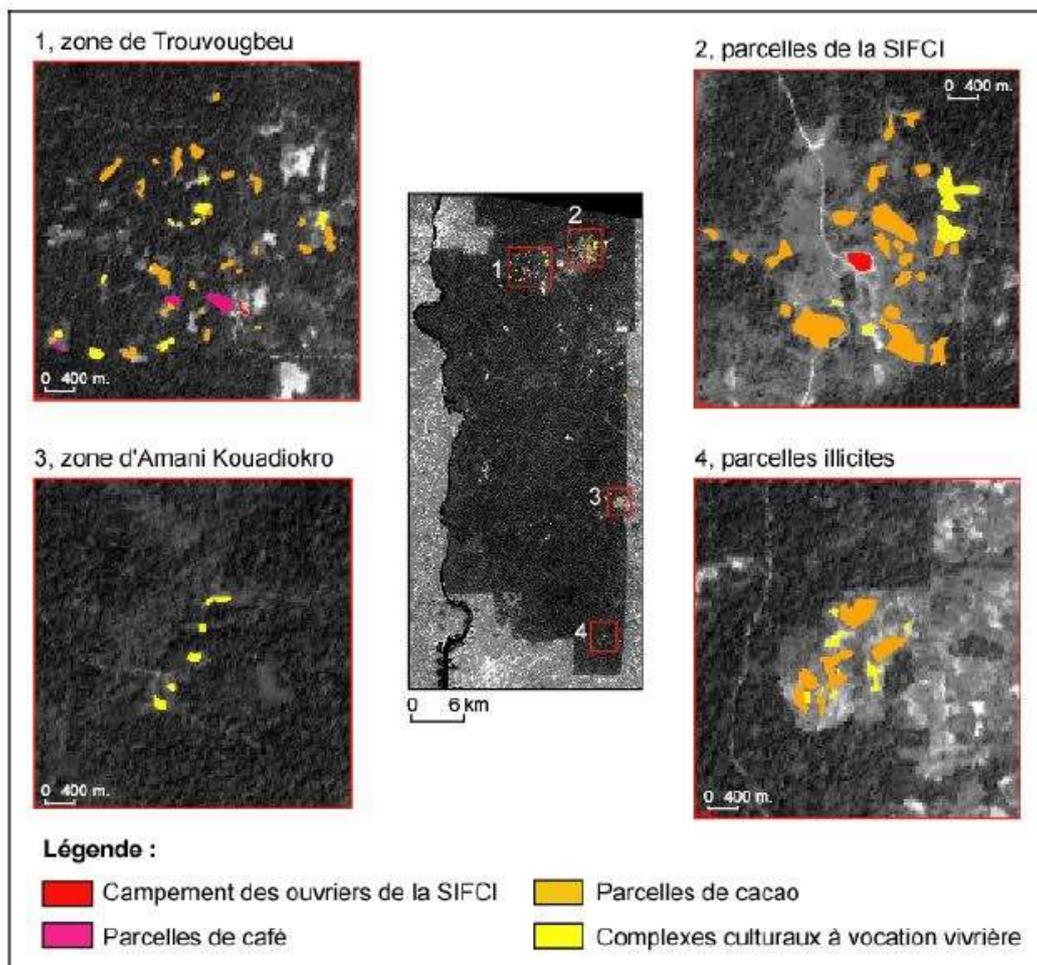


FIGURE 61 : LES INCURSIONS AGRICOLES (HORS ENCLAVE V12) AVANT LES ANNEES 2000 DANS LA FCHS (OSWALD, 2005 MODIFIE PAR VIGNAL 2016)

Dans un deuxième temps, la forêt classée du Haut Sassandra a connu la création d'un nombre important de néovillages dans la forêt Classée, villages créés et occupés par des migrants Burkinabés. Ceux-ci diffèrent donc assez fortement d'un point de vue social, économique etc. des villages « autochtones » à l'extérieur de la forêt classée du Haut Sassandra (figure 62). Nous avons donc essayé de connaître les activités rurales et forestières des deux types de populations. Il en a résulté que les villages de migrants menaient une activité agricole essentiellement alors que les « autochtones » ne pénétraient dans la forêt, en grande majorité, que pour l'extraction de produits forestiers non ligneux. Quelques petits fronts agricoles proches des villages et en bordure de la forêt classée du Haut Sassandra ont tout de même été recensés.

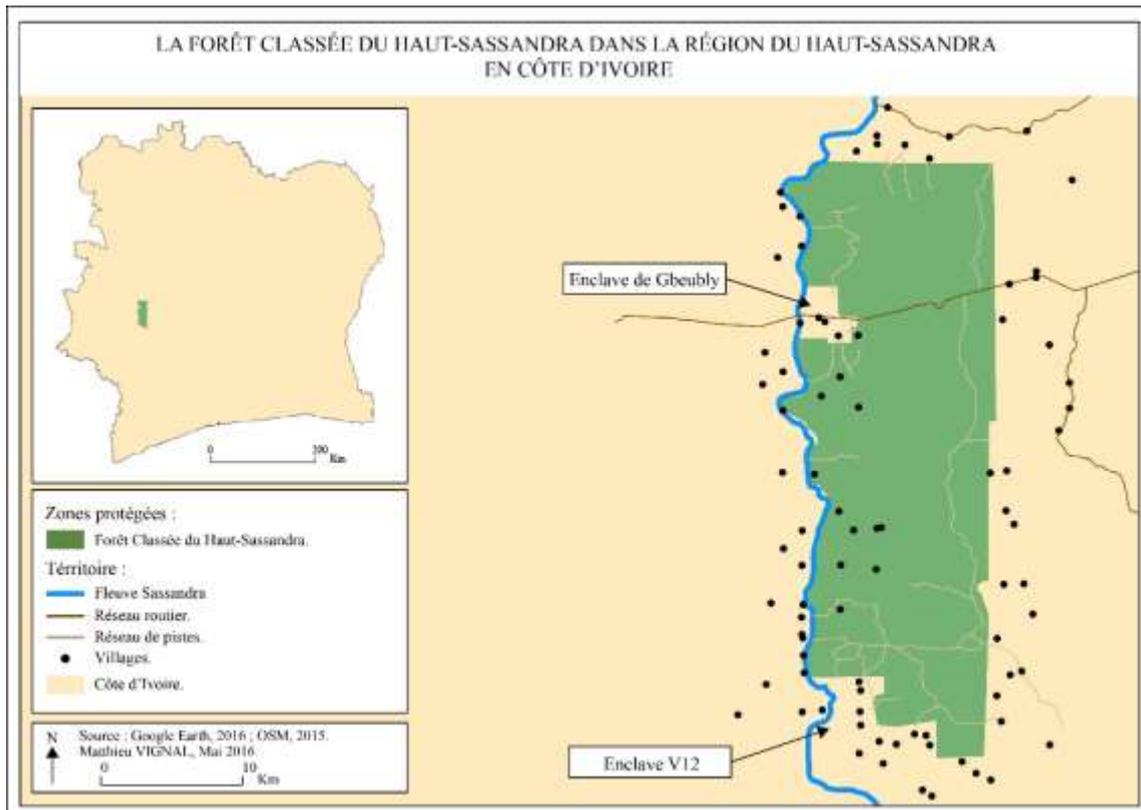


FIGURE 62 : LOCALISATION DE LA FORET CLASSEE DU HAUT-SASSANDRA EN CÔTE D'IVOIRE (OSWALD, 2005 MODIFIE PAR VIGNAL, 2016).

Concernant le processus principal de notre étude, c'est-à-dire les modalités d'occupation de la Forêt classée du Haut Sassandra par les migrants, les modalités à échelles fines, les structures agraires, les différentes cultures, etc., étaient à étudier. La Figure 63 montre un exemple de transect de 500 mètres en 20 segments avec représentation la structure spatiale des activités. On y voit une mosaïque agricole de grain fin (quelques dizaines à quelques centaines de mètres) dominée par la cacaoculture et comprenant des jachères.

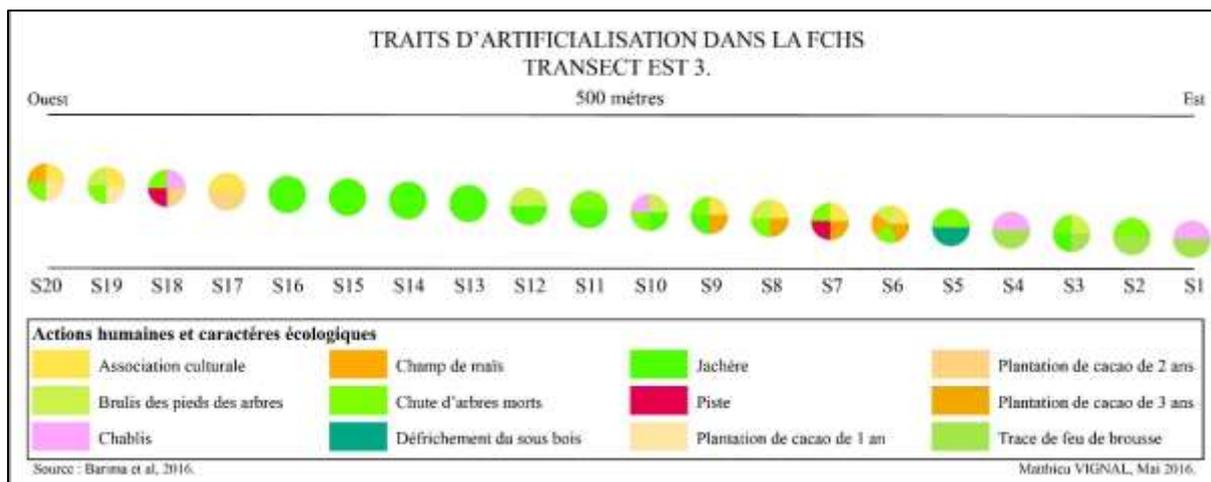


FIGURE 63 : EXEMPLE D'UNE ANALYSE THEMATIQUE REALISEE SUR UN TRANSECT EN FCHS (VIGNAL, 2016)

5.4.3. L'éco-anthroposystème

Bien évidemment, ni l'écosystème ni le territoire ne sont des finalités en soi dans mon approche biogéographique entre nature et société. Il faut aller à un système total et je me reconnais assez bien dans la définition de Lévêque *et al.*, (2008) de l'anthroposystème (figure 64)

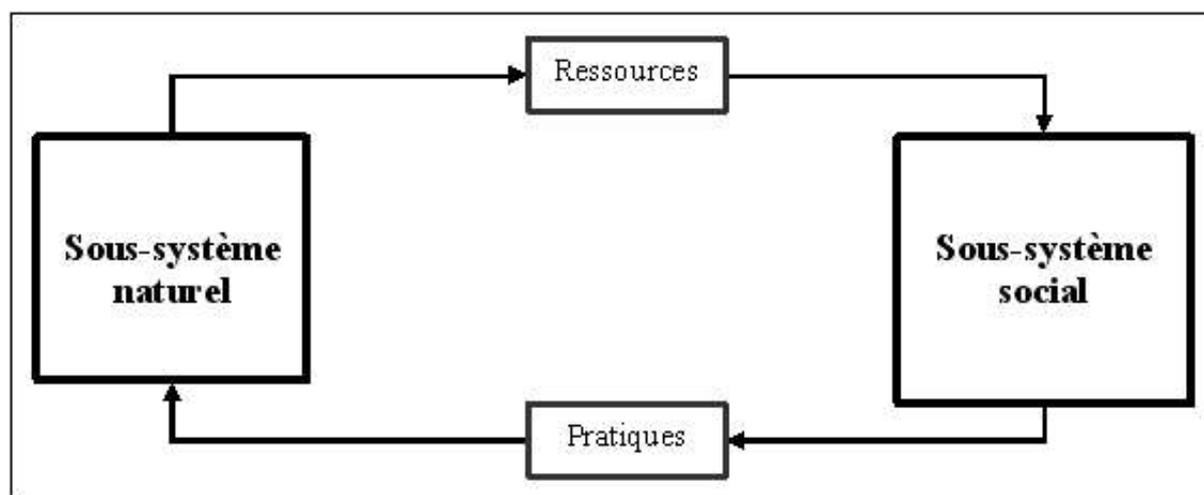


FIGURE 64 : L'ANTHROPOSYSTEME SELON LEVEQUE (IN ANDRIEU 2008).

Le concept proposé par ces auteurs et par moi utilisé depuis la thèse (Andrieu 2008) « est défini en tant que *système complexe, hybride* (Latour, 1999) et *interactif* entre deux ensembles *organisés* constitués par un (ou des) *sociosystème(s)* et un (ou des) *écosystème(s)*, plus ou moins *artificialisé(s)* ». La particularité de l'anthroposystème est que les interactions entre le système social et le (ou les) système(s) naturel(s) sont plus fréquentes et plus importantes pour le maintien du système que ne le sont les interactions avec les systèmes voisins ou avec ceux de niveaux hiérarchiques supérieurs. En d'autres termes, les liens qui unissent le milieu (les ressources) et la société (leur gestion), sont plus forts que les liens qui unissent la société aux autres sociétés voisines, ou au cadre régional dans lequel elles s'inscrivent, ce qui ne veut pas dire que ces liens soient inexistantes. L'anthroposystème est en effet un concept plus pluridisciplinaire que le géosystème (Bertrand, 1978) ou l'écocomplexe (Blandin et Lamotte, 1984).

Dans les études centrées sur les interactions nature société que j'ai pu mener, ce cadre a toujours été appliqué. D'une part, dans les monographies villageoises des régions septentrionales des Rivières du Sud (Andrieu, 2008 B) mais aussi dans le cadre de l'ANR ECLIS, (San Emeterio *et al.*, 2013 ; Bidou *et al.*, 2016).

Ce cadre n'est pas seulement un cadre conceptuel africaniste, loin de là, en effet, dans l'ANR PATERMED, il a pu être déployé en ce qui concerne l'étude multiscalaire des contributions agricoles au façonnement de la biodiversité végétale des zones oléicoles et viticoles. Nous avons pu démontrer statistiquement (test de Kruskal Wallis, Anova) que l'appartenance à différents types de terroirs présente une forte liaison avec la richesse florale ; par exemple, si l'on sépare dans les cultures de Bandol ou dans les Terrasses du Larzac les vignes et les oliveraies. Les valeurs extrêmes de richesse florale ayant par exemple été trouvées dans les oliveraies de l'AOP Bandol (Tableau 7).

TABEAU 7 : RICHESSE FLORISTIQUE MOYENNE PAR TERROIR PAR TYPE DE CULTURE (COHEN *ET AL.*, 2015)

Terroir	VIGNES	OLIVERAIES	INDIFFERENCIE
Pays d'Aubagne		41.9	
AOP Bandol	26.5	67.5	
St-Guilhem-le-Désert		50.9	
Arrière-pays Niçois		45.3	
AOP Pic-St-Loup			34.4
AOP Terrasses-du-Larzac	32.3	49.3	

La co-construction des paysages et de la biodiversité à interface entre l'écosystème et l'anthroposystème est, dans la quasi-totalité des paysages du monde, le seul cadre conceptuel réaliste. Ce mémoire ne met pas beaucoup l'accent sur la composante d'enquête de mes recherches (5.1) pour en assurer une plus grande cohérence mais il est capital d'insister sur le rôle d'une géographie à l'interface Nature Société à laquelle j'appartiens. Ces pages sur l'anthroposystème sont courtes mais le lecteur en retrouvera de bien plus amples développements dans les chapitres à venir sur la modélisation car c'est dans ces applications modélisatrices des études du changement qu'une telle mise en système a été le mieux formalisée (6.1).

En conclusion de ce cinquième chapitre, c'est sur l'équilibre entre la biogéographe naturaliste et la biogéographie sociale que je souhaite revenir, avant, pour une fois, les équilibres terrain-géomatique amplement développés ici aussi bien sûr. En effet, tout changement biogéographique actuel est à inscrire dans l'interface Nature-Société. Un changement provoqué par un facteur biophysique n'a pas moins lieu sur une végétation qui a été modifiée par des sociétés, et modifie un paysage, une flore qui sont un lieu de vie, une ressource, un environnement ou un patrimoine pour une société. A l'opposé, un changement lié à une activité humaine sur une végétation fortement anthropisée ne se soustrait cependant pas aux lois biologiques de la végétation en question. Ce chapitre a présenté quelques principes méthodologiques d'une approche qui me semble assez complète et efficace, l'enquête par immersion, analyse des discours et des pratiques, les techniques de mises en relation cause à effet, et les outils systémiques permettant de formaliser le tout. Une analyse des

changements menée de façon satisfaisante et ayant permis de répondre aux questions posées peut, alors, connaître une plus-value liée à l'approche systémique qui permet alors d'explorer d'autres scénarios, ceux d'un futur inconnu ou ceux d'un passé où un facteur de changement est théoriquement modifié. Une analyse des changements qui n'a pas répondu à ces questions, peut aussi utiliser les outils de la modélisation dans une approche hypothético-déductive. Ces deux approches seront développées ci-dessous en liaison avec ce précédent chapitre.

6. Modéliser les changements de la végétation terrestre

La modélisation ne fait pas partie des bagages de ma formation de géographe physicien. J'y suis venu tardivement pour deux raisons, la première est mon recrutement dans une UMR où la modélisation occupe une place importante et je me suis progressivement imprégné de cette approche au contact de mes collègues. La deuxième est la chance que j'ai eu de pouvoir former Matthieu Vignal de la Licence au doctorat et qui a été le catalyseur de l'intégration de la modélisation dans mes recherches¹¹. Je vois dans la modélisation, en tant que néophyte que je suis encore, la possibilité de mieux explorer l'approche hypothético-déductive d'une part (Wainwright et Mulligan, 2004 ; Pierrat, 2011 ; Banos, 2013), et de pouvoir ensuite m'approprier une question, celle du changement climatique et de ses conséquences en biogéographie (Casazza *et al.*, 2010 ; Lenoir *et al.*, 2008 ; Guisan et Thuillier, 2005) pour laquelle, les outils prospectifs me semblent d'un intérêt majeur. Je propose de développer, dans un premier temps, la modélisation de la couverture végétale (6.1) avant de développer celle des aires de répartition (6.2).

6.1. Modéliser de façon prospective la couverture végétale ?

Comme je ne porte pas (encore) un regard expert sur ce volet modélisateur de l'analyse spatial de la biosphère, mais plutôt un regard extérieur de néophyte, cette discussion se veut celle du thématicien qui donne un avis sur les utilisations de l'outil sur sa thématique. Pour cela je tiens à discuter deux points : le choix de scénarios (6.1.1), et le caractère spatial ainsi que la reproductibilité des modèles (6.1.2) avant de présenter une application à la Forêt classée du Haut Sassandra (6.1.3).

6.1.1. Emettre une hypothèse sur la dynamique et supposer comment la végétation va changer

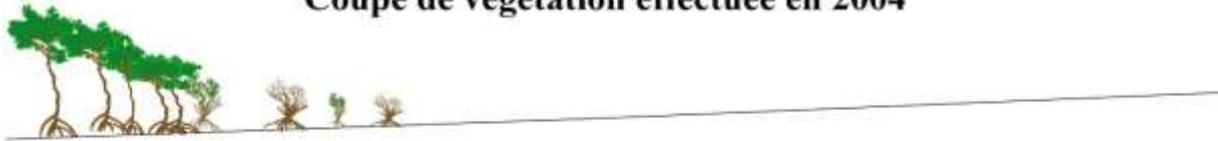
Dans Andrieu *et al.*, (2013) j'ai tenté un exercice de prospective paysagère basée sur mes analyses rétrospectives. Sur la base de la convergence de la cinématique de la végétation observée par imagerie satellitaire de la fin des années 1970 au début des années 2000, de l'interprétation des processus de changement par observation de la végétation et par enquêtes sur les paysages passés auprès des villageois, j'ai émis une hypothèse sur l'avenir de la végétation. Pour débiter, une analyse paysagère et analyse des peuplements a été faite sur la mangrove en recul depuis la fin des années 1970 (figure 65). Rien à cette date ne laissait penser que cette dynamique pourrait s'interrompre.

Figure 66 s'observe un processus d'enfrichement des rizières du centre de l'île. Ici encore, rien ni dans le processus de série progressive de végétation ni à travers l'enquête n'indique de changement de trajectoire à court terme.

Ainsi, si au début des années 2000 (1999 pour l'image satellite, 2004 pour le terrain) après plusieurs années de retour aux conditions plus pluvieuses ni la mangrove ni la riziculture ne semblait en bénéficier, la projection vers 2010 a été la suivante : poursuite des deux dynamiques en cours (figure 67).

¹¹ Il est délicat de construire une sous partie d'HDR sur une compétence où je me sens plus faible que toute mes autres compétences et pour laquelle je dois tant à une personne qui réalise son doctorat au moment où j'écris ces lignes. Il va sans dire que je respecterai ici ce qui vient de Matthieu Vignal et ce qui vient de moi. Ces prochaines pages sont mon positionnement de biogéographe vers la modélisation et mes projets, pas les résultats de la thèse de Matthieu Vignal.

Coupe de végétation effectuée en 2004



Indices de changement



- ① La sursalinisation s'observe sur une grande partie de l'estran
- ② Le surpâturage s'observe sur tous les arbustes accessibles
- ③ Limite haute de la mangrove d'après l'image satellite.

Reconstitution de la végétation à la fin des années 1980



- ① Remplacement de la végétation la plus récemment touchée par le dépérissement
- ② Remplacement des physionomies liées au pâturage
- ③ Reconstitution de la limite haute d'après l'image satellite.
- ④ Remplacement des arbustes sénescents au début des années 2000 par des souches

1 mètres
5 mètres

LEGENDE	
	<i>Rhizophora mangle</i> sain à port forestier
	<i>Rhizophora mangle</i> sain à port buissonnant
	<i>Rhizophora mangle</i> surpâturé
	<i>Rhizophora m.</i> dépérissant
	<i>Rhizophora mangle</i> mort
	<i>Avicennia a.</i> sénescent
	<i>Avicennia africana</i> mort

FIGURE 65 : MODELISATION RETROSPECTIVE D'UN PROCESSUS DE RECU DE LA MANGROVE

Coupe de végétation effectuée en 2004



Indices de changement



- ① Surpâturage des branches basses de *Mitragyna inermis* et des *Boscia senegalensis*
- ② Forte croissance de la population de *Faidherbia albida*
- ③ *Mitragyna inermis* et *Tamarix senegalensis* ne s'observent qu'à l'état d'adultes.
- ④ Certaines zones salées (remontées de la nappe) ne sont occupées que par *Tamarix senegalensis* et de jeunes *Faidherbia albida*
- ⑤ D'après l'âge des arbres, la friche est âgée de plus de 15 ans
- ⑥ D'après l'âge des arbres, la friche est âgée de moins de 15 ans

Reconstitution de la végétation à la fin des années 1980



- ① Les physiologies liées au pâturage sont éliminées
- ② Les individus estimés à un peu plus de 16 ans remplacé par de jeunes pousses
- ③ Les rizières supposées en activité sont représentées

Reconstitution de la végétation à la fin des années 1970



- ① Seul les individus estimés à plus de 26 ans sont laissés. D'autres arbustes sont placés de façon aléatoire
- ② *Faidherbia albida* est absente de l'île
- ③ L'ensemble des rizières est en activité

2 mètres
5 mètres

LEGENDE

 Tamarix senegalensis	 Mitragyna inermis	 Rizières
 Jeune Faidherbia albida	 Boscia senegalensis	
 Faidherbia albida		

FIGURE 66 : MODELISATION RETROSPECTIVE D'UN PROCESSUS D'ENFRICHEMENT

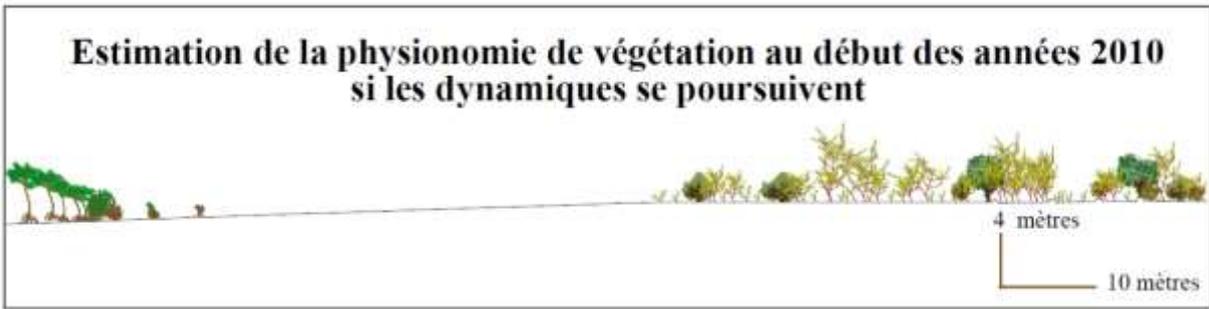
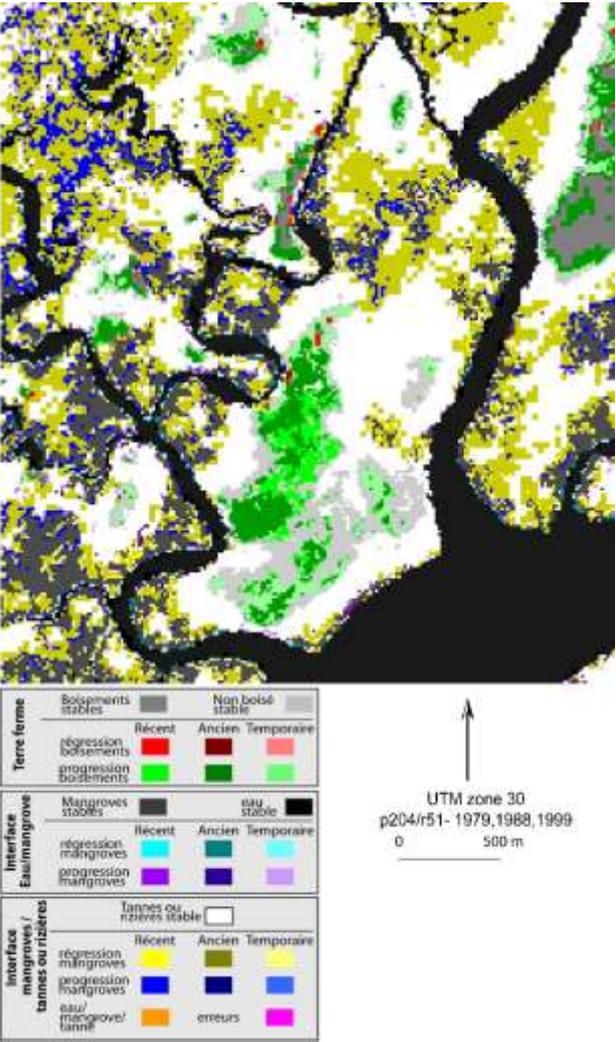


FIGURE 67 : PROSPECTION PAYSAGERE SELON LE SCENARIO DE FIN DE THESE AU MILIEU DES ANNEES 2000 (ANDRIEU ET AL, 2010).



Ainsi, pour se repérer sur la carte de changement centrée sur le village de Diamniadio (figure 69) le paysage aurait dû, selon ce scénario, voir les vasières (anciennes en blanc ou récente en jaunes) s'étendre sur les mangroves (gris foncé) et les boisements de terre ferme (vert) auraient dû s'étendre sur les espaces non boisés en gris clair.

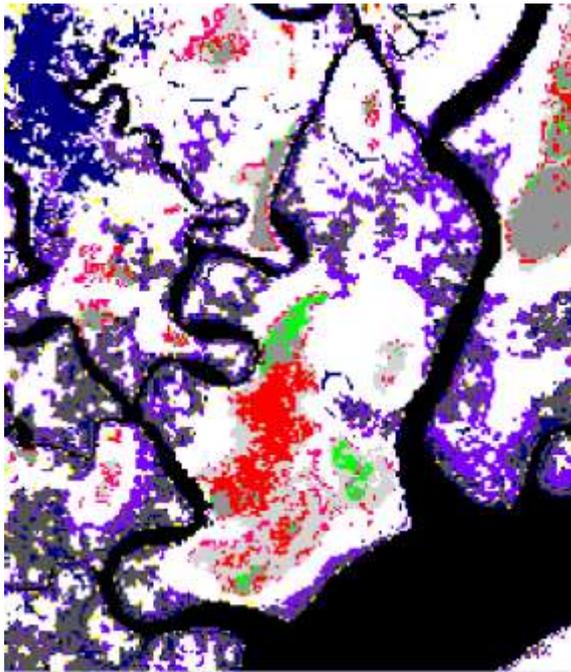


FIGURE 68 : CARTE DES CHANGEMENTS A DIAMNIADIO ENTRE 1999 ET 2015

FIGURE 69 : CARTE DES CHANGEMENTS A DIAMNIADIO ENTRE 1979 ET 1999

Or, la carte des changements entre 1999 et 2016 (figure 68) montre que les deux scénarios étaient faux. Ma prévision était totalement erronée. Les boisements de terre ferme ont été éliminés et les mangroves ont débuté leur reconstitution (Dieye *et al.*, 2013 ; Andrieu, 2016 B). Il est évident que cet exercice de prospective ponctuel et peu satisfaisant sur de nombreux points n'est pas ce que nous appellerons ici un modèle, gardant ce terme pour les modèles informatiques spatialement explicites et reproductibles. Ce constat d'erreur me permet simplement d'avouer mon incapacité à prévoir le futur et justifiera ma prédilection pour les modèles rétroprospectifs par rapport aux modèles prospectifs. De plus, j'en tire tout de même la conclusion suivante, le meilleur modèle possible sur le

plan de l'outil et de la méthode ne vaut pas grand-chose si le scénario élémentaire n'est pas juste. Enfin et surtout, cela me permet de dire qu'il me semble capital que les modèles soient vérifiés le plus possible et soient calqués sur des processus réels et réalistes le plus possible.

6.1.2. Modèles spatialement explicites et reproductibles

En ce qui concerne la modélisation (au sens strict), les modèles dits « spatialement explicites » sont une nécessité pour le géographe pour deux raisons. Tout d'abord parce que le géographe doit toujours spatialiser « au mieux » ses résultats et que produire une modélisation de l'avenir d'un lieu isolément est d'un intérêt bien inférieur à la modélisation de l'avenir de chaque lieu d'un espace étudié. Les modèles doivent donc intégrer dans la mesure du possible un espace géographique « réel » en entrée et cartographier cet espace géographique en « sortie de modèle » (Guermond, 2005 ; Murayama, 2012 ; Edmonds et Meyer, 2013). Ensuite le principe de l'analyse spatiale étant d'étudier les processus spatiaux et la contribution de la spatialité dans les systèmes géographiques, il me semble que d'intégrer la spatialité dans les modèles est primordial (Chowdhury, 2006, Hubert-Moy, 2004).

Ma participation à l'ANR Floodscale visait précisément à participer à l'effort de spatialisation des modèles hydrologiques et hydroliques de prévision des crues, d'une part en offrant aux modélisateurs une cartographie de l'occupation du sol qui leur permettent de paramétrer de façon spatiale, des variables telles que les taux d'infiltration (Braud *et al.*, 2014. Nord *et al.*, 2016). D'autre part, la segmentation et typologie des versants (Andrieu, 2016 C) dans les très petits bassins versants expérimentaux est la deuxième participation à la spatialisation des modèles. Je n'ai pas participé, en revanche, à proprement parler à la modélisation des crues.

Deuxièmement, les modèles doivent présenter un caractère reproductible, ce qui n'est évidemment pas le cas des dessins présentés ci-dessus. L'objectif n'est pas que chaque géographe qui souhaite mettre en place un modèle doive breveter un modèle qui fonctionne sur le monde entier en quelques « clics ». Cependant, il faut avoir en tête qu'un modèle doit pouvoir être lancé plusieurs fois sur un même espace et que l'on doit pouvoir y effectuer des modifications dans le modèle qui en modifient les sorties.

Les travaux communs aux géographes physiciens de mon équipe de Nice de à l'UMR ESPACE visent, entre autres, à la modélisation prospective des risques de feux de forêts dans les interfaces habitats forêts en prenant en compte tant le changement climatique que l'évolution du bâti. Ces études sont associées au risque d'érosion des sols faisant suite à de tels feux. Dans Fox *et al.*, 2013, nous avons tenté de tirer les conséquences, sur les risques de feux de forêts de la poursuite des tendances climatiques actuelles. Dans Fox *et al.*, 2016 nous avons produit un module reproductible et automatisable de calcul de la différence de ruissellement avant et après un incendie. Différentes réponses à des appels à projets financés visent à nous permettre de poursuivre cet effort de modélisation spatialisée et reproductible dans laquelle je compte ajouter une modélisation de la végétation (Cf chap. 9)

6.1.3. Modélisation du défrichement de la Forêt Classée du Haut Sassandra

Pendant une décennie, la Côte d'Ivoire a connu des conflits qui ont affecté l'équilibre social des populations (Chauveau and Richards 2008, Dabalen and Paul 2014) et l'environnement. En effet les activités liées à la guerre ont des impacts négatifs directs ou indirects sur l'environnement (Nackoney *et al.*, 2014) parmi lesquelles nous intéressent ici les activités des réfugiés et autres personnes déplacées ou le retrait du personnel de la conservation des forêts (Draulans and Van Krunkelsven 2002). La région du Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire est de loin, la région la plus affectée par ces conflits (Dabalen and Paul 2014) : importants déplacements de populations, baisse de revenu, pertes agricoles,

perte de bétail, nombre élevé de victimes, etc. La situation de conflits dans cette région a aussi fait ressortir les problèmes liés à la ressource foncière dans la zone. Les nombreux mouvements de populations ont amplifié les conflits fonciers déjà récurrents dans cette région. Pourtant, les populations du Centre-Ouest ivoirien sont fortement tributaires de la forêt et de ses fonctions, non seulement pour l'agriculture mais aussi pour les produits forestiers non-ligneux qu'elle procure (FAO 2007). Or, cette région abrite aussi l'une des plus importantes forêts protégées de Côte d'Ivoire : la forêt classée du Haut Sassandra. De par sa position, elle était fortement sujette à d'importantes infiltrations par les populations locales et par les immigrants pour l'exploitation du bois et surtout pour la culture du cacao (Chauveau and Bobo 2005, Gyau et al. 2014, Kouakou et al. 2015). L'objectif de cette étude était de modéliser l'impact de ces conflits sur les évolutions spatiales et temporelles des paysages de la forêt classée du Haut Sassandra.

Premièrement, il convient de signaler que le modèle est, pour cela, issu du couplage d'un automate cellulaire (Guermond, 2005) et d'un système multi-agents (Guermond, 2005 ; Murayama, 2012 ; Edmonds et Meyer, 2013). Ce couplage se justifie par le fait que le défrichement est conditionné tant par une configuration environnementale que par les décisions des acteurs et que l'environnement et les décisions s'influencent mutuellement. L'automate cellulaire permet de modéliser l'évolution des pixels d'occupation du sol en fonction de règles temporelles (simulation de l'enfrichement après l'abandon) ou spatiales (création et expansion des villages en fonction de la répartition de la population et des villages pré-existants) Brown *et al.*, 2000 ; Wood *et al.*, 2004. En parallèle, le système multi-agents permet de modéliser le comportement des acteurs dont un certain nombre de décisions modifient l'occupation du sol (Berger, 2001 ; Elliston et Beare, 2006). Nous avons établi quatre types d'acteurs : le migrant chef d'exploitation, le migrant ouvrier agricole, le villageois des alentours de la forêt classée et l'agent de la société de gestion de la forêt. Les règles du modèle permettent de simuler des comportements indépendants de ces acteurs (ex : l'ouvrier agricole arrive dans la zone d'étude, se déplace et rejoint une exploitation), des interactions entre acteurs (mission des agents de la société de gestion de la forêt pour expulser des migrants hors de la forêt classée du Haut Sassandra) ou des changements de rôle (l'ouvrier agricole devient chef d'exploitation).

Le processus considéré comme la principale sortie de modèle est le défrichement de forêt. Ainsi, le choix des lieux d'installation de nouvelles cultures est d'une importance majeure. Les proportions annuelles sont calibrées par le croisement de l'enquête et de la télédétection. Leur localisation est simulée, à la fois par :

- Des règles de comportement (mode de déplacement et distance entre le point de départ et les sites potentiellement sélectionnés),
- La carte de l'indice de potentialité de défrichement qui transcrit la perception du milieu par l'agent et donc la probabilité qu'il choisisse un site plutôt qu'un autre et participe ainsi à spatialiser le processus
- Une part d'aléatoire, notamment permise par la possibilité de paramétrer le modèle de telle sorte que la perception du milieu par les agents se modifie

Enfin, nous avons inséré dans le modèle un assez grand nombre d'interactions entre acteurs (de même catégorie ou de catégories différentes) de sorte à simuler les phénomènes sociaux : les réseaux de collaborations, la concurrence, les alliances, les rapports de force, etc. Ce modèle est descriptif, avec un grand nombre de règles. Des tests ont donc été effectués sur ces règles de sorte à choisir un calibrage optimal qui est celui à la fois juste en termes de superficies globales défrichées en 2013 et présentant des structures spatiales similaires entre simulation et réalité (Vignal, 2016).

Comme développé ci-dessus, il est important pour moi de valider les modèles le plus possible. Avec la figure 70, on peut avoir une carte de confrontation du modèle et de la télédétection ainsi que les indices qui en résultent (tableau 8).

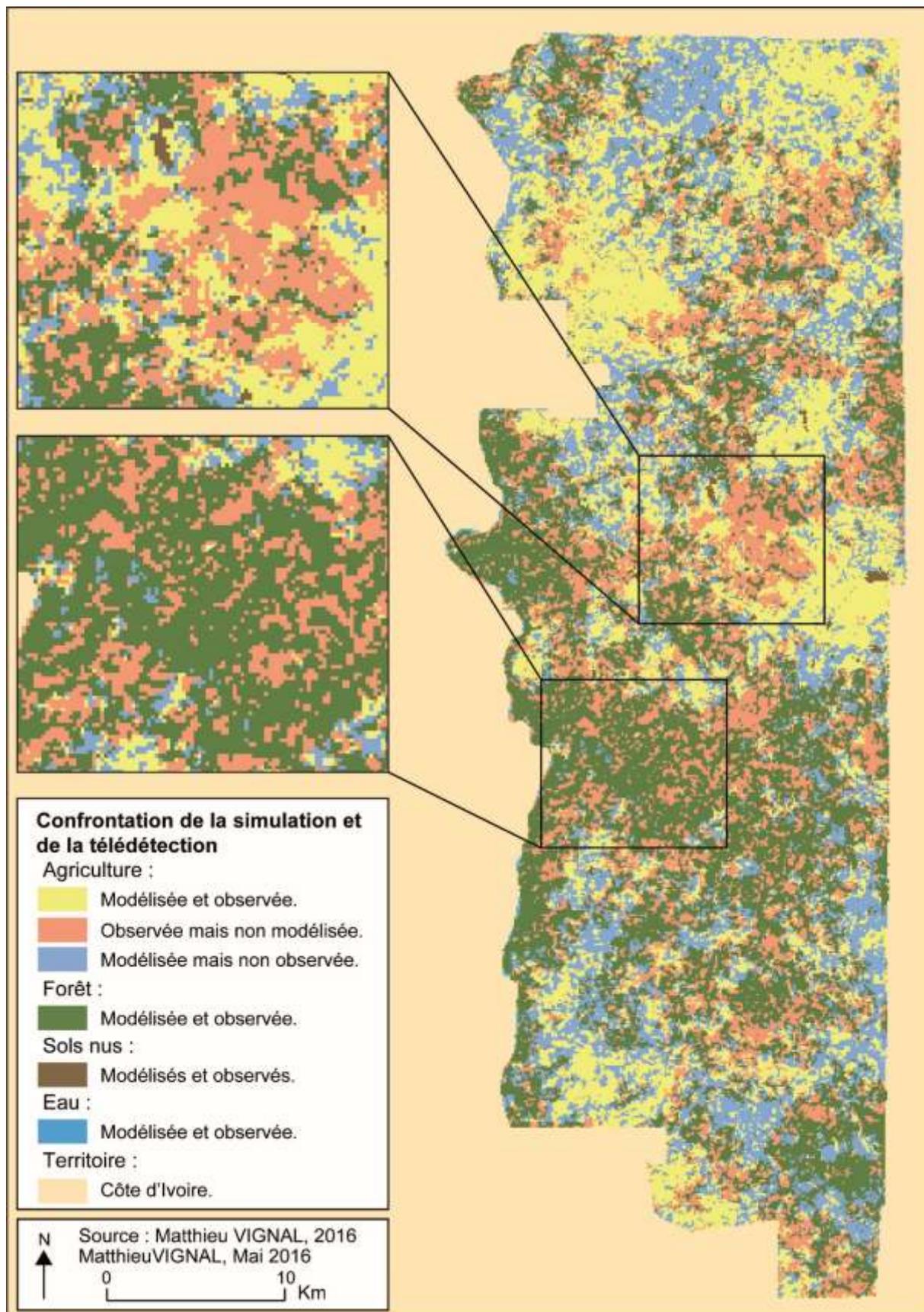


FIGURE 70 : CONFRONTATION DE LA SIMULATION ET DE LA TELEDETECTION DU DEFRIQUEMENT DE LA FORET CLASSEE DU HAUT SASSANDRA

Nous avons précisément ajusté le modèle jusqu'à une correspondance parfaite de ces superficies (indicateur quantitatif égal à 1). Pour aller au-delà de cette « justesse » dans la simulation, ont été calculés des variogrammes des taches agricoles modélisées et observées et ceux-ci présentent une grande similarité avec une corrélation (r^2) de 0,97. Cependant, si l'on valide carte à carte, pixel à pixel, cette modélisation qui produit les bonnes superficies et les bonnes structures spatiales mais n'est pas capable de cartographier, au pixel près, puisque seulement 0,6 d'indice kappa est observé.

TABLEAU 8 : INDICES DE VALIDITE DU MODELE RETROPROSPECTIF DE DEFRICHEMENT DE LA FCHS

Indicateurs	Résultats
Indicateur quantitatif	1
Comparaison de variogrammes	0,97
Indice Kappa	0,60

Ce paramétrage qui nous est apparu comme satisfaisant permet de faire ressortir des hypothèses qui, selon cette méthode de modélisation, apparaîtraient comme validées. Le tableau 9 en donne une liste des principales. Cela nous apporte donc quelques éclairages sur des phénomènes sociaux et sociétaux qui ont eu lieu, en clandestinité dans une forêt classée durant une guerre civile. A ce jour, la population de la forêt n'est pas encore connue, cette estimation est donc particulièrement intéressantes pour les gestionnaires, autorités etc.

TABLEAU 9 : HYPOTHESES CONFORTEES PAR LE MODELE

Hypothèses	Résultats
Nombre d'individus dans la FCHS.	1 800 en 2002 et 15 600 en 2013.
Deux temporalités du taux d'évolution de la population	2002/2006 = 0,05 et 2007/2013 = 0,6.
Deux secteurs aux dynamiques différentes.	2002/2006, incursions uniquement dans le nord. 2007/2013 incursions réparties de façon homogène.
Déplacement des migrants burkinabés.	Arrivée dans les villages Déplacement sur les pistes.
Taille des exploitations.	Entre 3 et 23 hectares, Accroissement d'un hectare par an et par employé.
Efficacité des missions des agents de protection de la SODEFOR.	Doubler le nombre d'agents de protection de la SODEFOR engendre une baisse de 1 % des défrichements.

En conclusion de ce volet sur la modélisation de l'occupation du sol, je reste avant tout un chercheur spécialiste de l'analyse des changements plus qu'un modélisateur de ceux-ci, mais je pénètre progressivement dans cette sphère de la recherche et essayer d'en intégrer progressivement des savoirs et savoir-faire. Ici, l'expérience a été extrêmement satisfaisante pour cette approche hypothético-déductive puisque nous modélisons une déforestation passée que nous pouvions cartographier par « simple » télédétection, la modélisation n'avait pas d'intérêt spatial. En revanche, elle nous a permis de tester des hypothèses sociales. Cette première expérience de modélisation a été d'autant plus intéressante pour moi qu'elle se situait dans une approche englobant végétation et société.

6.2. Modéliser l'évolution des aires de répartition

La deuxième dimension de la végétation terrestre sur laquelle j'ai eu l'occasion de travailler dans une approche de modélisation concerne les aires de répartition. D'une part avec Matthieu Vignal à une échelle régionale sur la question de l'impact du changement climatique et d'autre part à une échelle plus locale sur les limites d'aires de répartition en zones urbanisées dans le cadre du programme DILPROSPECT. Ce court développement se présente dans l'ordre croissant de complexité de la modélisation du changement des aires de répartition depuis la « simple » modélisation du décalage spatial des habitats viables (6.2.1) pour tendre, avec un stade intermédiaire (6.6.2), à une modélisation dynamique croisant l'échelle de la population et celle de l'aire de répartition (6.2.3).

6.2.1. Décalage spatial des habitats viables

La géomatique appliquée à la biogéographie permet de modéliser une aire de viabilité (2.2.3). Nous sommes en mesure d'estimer un certain nombre de changements environnementaux qui conditionnent les aires de viabilité. Dès lors, il est techniquement facile de modéliser le décalage spatial de l'aire de viabilité sur la base de l'hypothèse d'une réaction directe et complète au changement environnemental (Casazza *et al.*, 2010 ; Guisan et Thuillier, 2005).

Les outils utilisés sur le temps présent : distance de Mahalanobis, maximum d'entropie, classification dirigée par le plus proche voisin peuvent être tout aussi bien appliquées sur un environnement futur. La figure 71 illustre l'organigramme de la délimitation des aires de viabilités présentes et futures (Vignal et Andrieu, 2016 A)

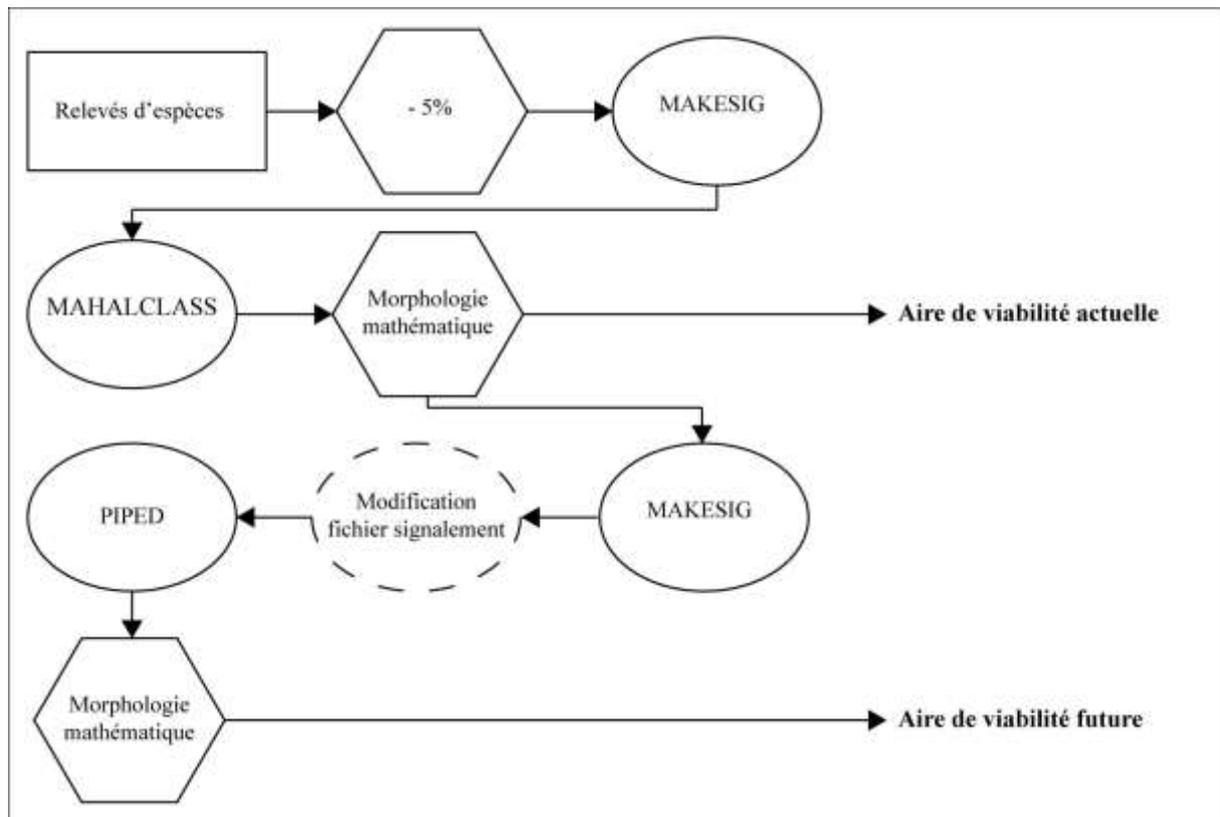


FIGURE 71 : ORGANIGRAMME METHODOLOGIQUE POUR LA DETERMINATION DES AIRES DE VIABILITE ACTUELLES ET FUTURES POTENTIELLES (VIGNAL ET ANDRIEU 2016 A MODIFIEE)

La figure 71 montre comment l'approche par la classification de la distance de Mahalanobis peut être appliquée au présent tout autant qu'au futur en modifiant les bornes thermiques du nombre de degré correspondant à un scénario de changement climatique. La figure 72 montre une sortie cartographique après application d'un seuil à la carte de la distance de Mahalanobis.

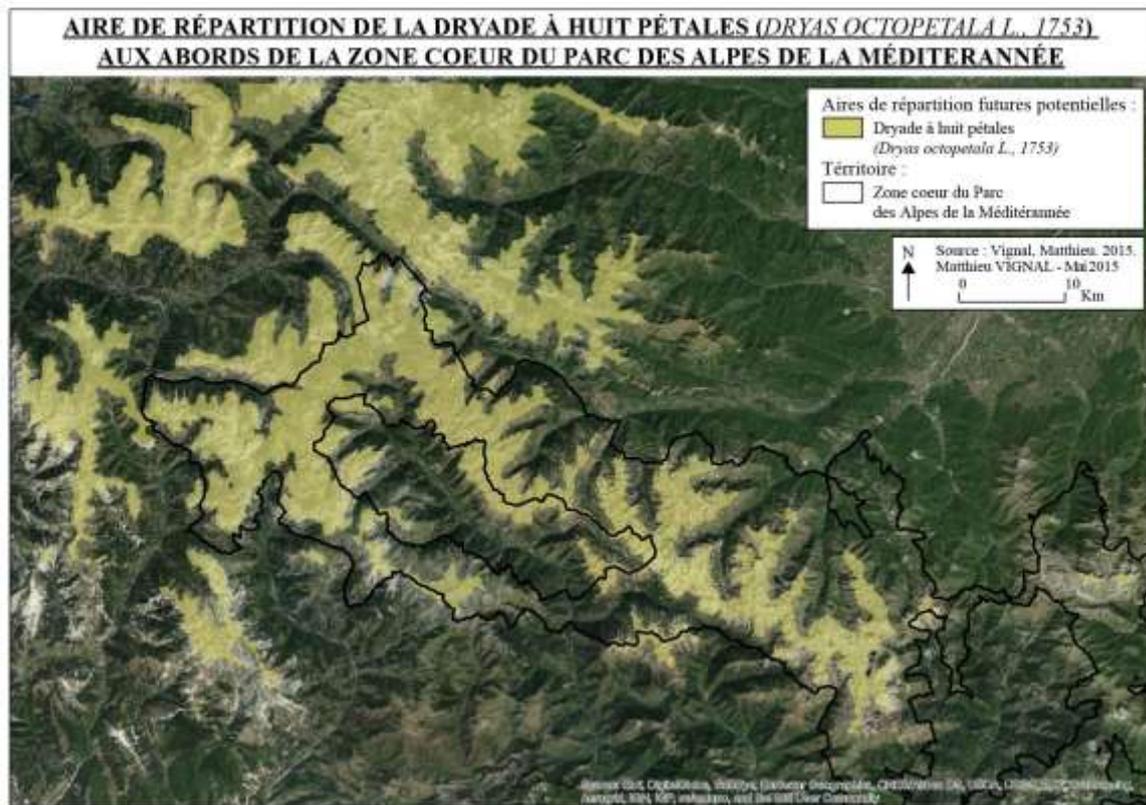


FIGURE 72 : MODELISATION D'UNE AIRE DE VIABILITE ABIOTIQUE FUTURE PAR DEPLACEMENT CORRESPONDANT A UN SCENARIO DE CHANGEMENT CLIMATIQUE.

Cependant, rien ne prouve que les espèces vont suivre les moindres changements environnementaux et reconstituer à environnement futur l'équivalent spatial de la niche écologique actuelle. Bien sûr, la plupart des utilisations de cette approche sont conscientes de cette limite et intitulent leurs sorties de modèle répartition « théorique » ou « potentielle ». Pour aller plus loin que de se contenter d'une « aire de viabilité potentielle potentielle » nous avons cherché à débiter une intégration de processus biologiques dans le passage de l'aire de viabilité présente vers les zones viables dans le futur.

6.2.2. Modéliser des processus biologiques sans totalement modéliser les populations

Dans Vignal et Andrieu 2016 A, nous avons en effet pu mettre en place et présenter une modélisation qui va bien au-delà du simple décalage de zones viables. En effet, nous avons modélisé les processus biologiques qui conditionnent une possible modification de l'aire de répartition.

D'une part nous avons intégré une simplification d'une dynamique de population sous forme de l'âge de l'occupation du pixel par l'espèce, calibré en termes d'âge maximal par la littérature, cela permet de modéliser des apparitions de nouvelles populations et la mortalité du dernier individu en un lieu s'il n'y a pas de régénération *in situ*. D'autre part, nous avons intégré la capacité de production de graines et les modalités de dispersions de celles-ci. Le nombre de graines est ici aussi calibré par la littérature et les modalités de disséminations sont simplifiées sous la forme de sélection de pixels récepteurs des

graines produites en fonction des distances, directions calibrées sur la chorologie de l'espèce. La germination et la survie juvénile ont également été prises en compte dans le modèle sous formes de probabilité de germination et survie pour les différents lieux basées là aussi sur la littérature.

Le changement climatique a été mis en relation avec l'ensemble des processus cités ci-dessus pour lesquels cela avait un intérêt (augmentation ou diminution de la mortalité infantile, passage pour un pixel donné d'une température viable à une température létale). La modélisation consiste donc à simuler, avec une temporalité mensuelle et sur plusieurs décennies durant lesquelles les températures augmentent, les successions de processus (production de graines, dispersion des graines, germination etc.). Il en résulte des pixels qui « sortent » et d'autre qui « rentrent » de l'aire de répartition (Vignal, 2015).

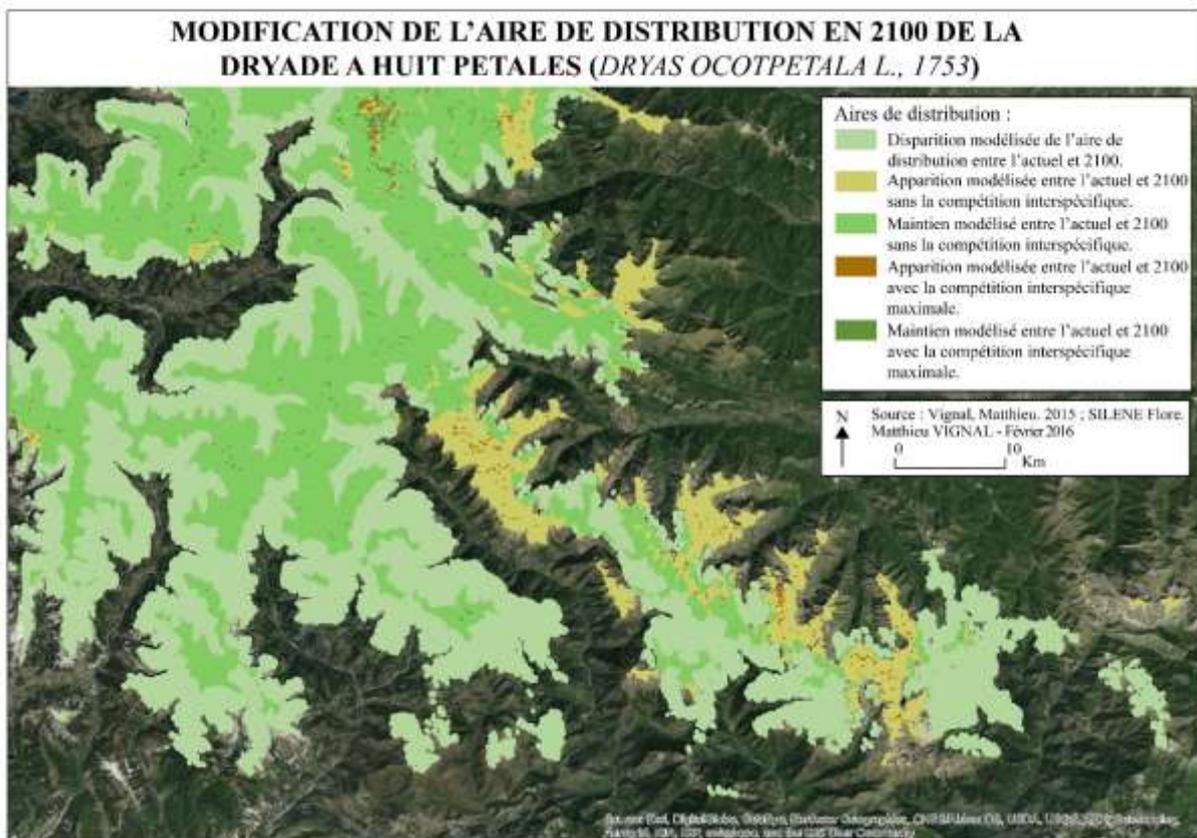


FIGURE 73 : MODELISATION DE L'IMPACT DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LA REPARTITION DE *DRYAS OCTOPETALA* EN PRENANT EN COMPTE DES PROCESSUS BIOTIQUES INHERENTS A UNE MODIFICATION DE L'AIRE DE REPARTITION

La figure 73 montre, pour *Dryas octopetala*, la disparition, stabilité et apparition selon deux scenarios, l'un qui ne tient nullement compte des phénomènes de concurrence interspécifiques et l'autre qui les simule de façon excessive dans la mesure où la simulation prévoit la conquête maximale par une espèce de pin subalpin *Pinus uncinata* associée à l'hypothèse que l'apparition du pin empêche totalement la présence de *Dryas octopetala*. Cette simulation n'est pas réaliste et n'avait qu'un intérêt méthodologique de tester les scénarios extrêmes.

Cette amélioration de la modélisation de l'impact du changement climatique par prise en compte des processus biologiques mérite encore de nombreuses améliorations qui seront l'objet de la thèse de M. Vignal et sur lesquelles le paragraphe suivant énoncera quelques pistes de réflexion.

6.2.3. Modélisation dynamique des populations

Nous avons en première partie discuté des nuances entre la spatialisation de la niche écologique, celle de l'aire de répartition plus ou moins simplifiée et celle de la répartition d'une espèce au sein de cette dernière.

- **Faire le lien entre population et aire de répartition**

La modélisation dynamique de l'aire d'une espèce doit prendre en compte la population (modélisée et simplifiée) et non un polygone correspondant à une répartition potentielle. En effet, par exemple, deux espèces aux aires de répartition similaires, peuvent être, l'une omniprésente et régulière dans son aire et l'autre posséder une répartition rare et ponctuelle. Il faut tenir compte des caractéristiques des populations dans la modélisation ce qui n'est pas encore le cas.

- **Spatialiser les processus et vérifier leur fluctuation en réponse au changement climatique**

De la même façon, cette prise en compte l'est également en termes de spatialisation des processus eux même, il s'agit de s'interroger notamment sur la question de la variabilité spatiale de la production de graines ou de la germination. Il serait possible de supposer par exemple que la production de graines ou la viabilité de celles-ci sont liées à la variabilité génétique de la graine qui varie entre le cœur de l'aire de répartition qui lui serait favorable et sa périphérie qui lui serait défavorable. Il convient aussi de s'interroger, aux marges des aires de répartition, sur les seuils climatiques qui conditionnent séparément chacun des processus, la limite climatique (spatiale) de la production DES graines n'est pas celle de la germination qui est encore différente de celle de la mortalité des jeunes ou des adultes.

La totalité de cette démarche s'accompagne de la validation de certaines hypothèses, en effet, si les aires de distribution n'ont (peut-être) pas encore changé de façon significative, il reste fort possible que le changement climatique, depuis déjà plusieurs décennies, ait déjà influencé quelques processus, notamment aux limites d'aires où se situaient des seuils bioclimatiques. Quelques observations de mortalité accrue ou de dynamique de propagation doivent être recherchées pour renforcer l'outils prospectif.

- **Spatialiser les processus et vérifier leur fluctuation en réponse au changement climatique**

Le troisième enjeu principal de l'amélioration de nos modèles dans ce sens est celui d'une modélisation réaliste du phénomène de compétition interspécifique. Celui-ci nécessite d'être en mesure de créer une variable compétition interspécifique, calibrée pour chaque espèce modélisée et dont la variable comprenne une simulation synthétique de l'ensemble des espèces susceptible de la concurrencer. Cette variable doit être correctement spatialisée et elle-même modélisée dans le temps au même titre que ne le sont les variations de la température.

Je ne vais pas plus loin ici ces quelques lignes ne m'appartiennent pas totalement, et je dois laisser une thèse de doctorat entière s'approprier de ces problèmes et y trouver des solutions, mon rôle a été de formuler ces questions pour obtenir une allocation de recherche et est, maintenant de guider le doctorant de mon mieux.

La modélisation des aires de distribution est probablement, dans mon positionnement et dans mon expérience, la plus avancée et la plus satisfaisante des synergies entre l'analyse spatiale et la biogéographie et cette question sera de plus en plus au cœur du projet de recherche (9) mais

la première étape reste de résoudre un problème conceptuel et technique de passage d'une aire de viabilité abiotique à une aire de répartition qui intègre les caractéristiques de la population.

De façon plus générale, les méthodes de modélisation du changement traitées en ce sixième chapitre sont une composante assez récente de mon parcours de biogéographe. De ce fait, il est possible que les considérations méthodologiques que j'en retire ne soient pas encore d'un niveau de généralisation optimal. Cependant, les travaux sur la modélisation du changement, qu'il s'agisse de la modélisation prédictive des aires de distribution ou la modélisation rétro-prospective de la déforestation, ont montré des constantes sur le plan de la méthode. D'une part, la nécessité d'une modélisation proche de la réalité biophysique, avec dans la mesure du possible un ambitieux volet de confrontation à la réalité. Bien évidemment la modélisation temporelle, dès lors qu'elle permet de modéliser un passé ou un futur ne peut pas réellement être confrontée au terrain ; il n'en est selon moi pour autant nécessaire d'ancrer « au mieux » la modélisation du changement dans les observations du changement. L'articulation des méthodes de terrain et de télédétection de l'analyse des changements doivent donc être couplées aux modélisations temporelles.

Conclusion de la deuxième partie

L'étude des changements spatiaux de la végétation terrestre est un vaste programme qui englobe de nombreuses questions et d'encore plus nombreuses méthodes et techniques dont je n'ai pas ou peu connaissance. J'ai cependant essayé, sur la base de mes programmes de recherche achevés et en cours, aux échelles et dans les terrains qui me sont familiers, de tirer quelques généralités méthodologiques pour une approche globale tridimensionnelle spatialisée naturaliste des changements de la végétation terrestre.

La description des changements de la végétation terrestre, si l'on met à part les patients chercheurs qui mettent en places des observatoires et autres dispositifs de suivi du changement, doit les détecter dans les observations possibles de la végétation actuelles et les rares bases de données anciennes. C'est bien ce qui a donné une importance telle à la télédétection dans les deux premiers chapitres de cette partie. En effet, si les bases de données floristiques ou paysagères passées sont rares ou difficilement exploitables en analyse spatiale, la télédétection offre une remarquable source de connaissance des dernières décennies. Cependant, la richesse de la base de données ne présage pas de son utilisation. J'ai donc essayé de placer des bornes permettant de se repérer dans les méthodes existantes de sorte à ce que la détection, quantification des changements, puisse suivre ces quelques méthodes en attendant de meilleures synthèses.

Ensuite, l'explication des changements est une étape encore plus délicate à mener avec des outils formels d'analyse spatiale puisqu'au manque de données passées sur la végétation, s'ajoute le manque de données passées tout ce qui peut la faire changer. Le cinquième chapitre en résulte plus prudent, avançant en tâtonnement comme sont obligés de le faire la majeure partie des géographes qui essaient d'expliquer de complexes et passés changements environnementaux. Là aussi,

cependant, j'ai essayé de rendre généralisables les méthodes qui se sont révélées efficace, extrayant de mes travaux la composante méthodologique résultants de ces tâtonnements. Il ressort de ce chapitre un point majeur sur lequel je n'ai pas pu m'étendre car ce n'est pas une compétence que je revendique : la nécessité de la mise en système, a fortiori en éco-anthroposystème au sens de du programme PEVS du CNRS.

Enfin, je me suis essayé à synthétiser quelques premières expériences de modélisation du changement, qui, si elles sont en petit nombre et résultent d'un travail d'équipe et non de travail où je suis autonome, en révèlent tout de mêmes des intérêts méthodologiques pour la géographie de l'environnement et de la végétation. En effet, j'ai pu, ces dernières années, confronter mes expériences d'analyse du changement croisant terrain et télédétection et les méthodes que mes collègues urbanistes de l'UMR ESPACE ont développées, en particulier les couplages d'AC et de SMA pour une modélisation prospective spatialement explicite. J'en tire les conclusions suivantes, l'outil est remarquable si le scénario est le bon. Ainsi, dans le domaine rétrospectif ou rétro-prospectif il est fiable (mais d'intérêt moindre si l'on se retrouve presque à modéliser ce que l'on sait), dans le domaine prospectif il est selon moi très dépendant des scénarios et doit savoir distinguer la prospective selon différents scénarios de la prédiction selon un scénario dont la fiabilité est donc totalement à justifier.

Si j'ai axé un grand nombre de mes recherches, ces dernières années sur le changement, c'est parce que je m'inscris dans les recherches thématiques sur les questions environnementales. Très souvent je m'y suis inscrit en interaction avec des gestionnaires de territoire, en particulier des gestionnaires d'espaces protégés. En tant que chercheur, je me considère objectif sur un certain nombre de questions dont les questions relatives aux relations nature-société où parfois les enjeux apparaissent comme inconciliables. L'objectivité n'empêche pas quelques prises de position et sensibilités, la mienne va en faveur de la conservation de la faune et surtout de la flore. La prochaine partie visera à montrer comment j'ai étudié les changements de la végétation en relations avec les projets de territoires, qu'il s'agisse de la mise en place d'une protection ou de l'intensification de certaines exploitations de la ressource végétale.

Troisième partie : Pour une approche géographique de la lutte contre l'érosion de la biodiversité

Après avoir expliqué comment j'ai espéré contribuer au développement de méthodes d'analyse spatiale de la végétation terrestre en général en première partie et, en deuxième partie, dans une approche dynamique. Je porte, en cette troisième et dernière partie, la discussion sur l'utilité sociale du biogéographe et l'enjeu d'une recherche appliquée dans le domaine de lutte contre l'érosion de la biodiversité. Pour cela, il convient de placer quelques bornes conceptuelles.

D'une part, je laisse de côté les débats entre les tenants d'une « conservation » ou d'une « préservation » de la Nature. D'autre part, je considère totalement positif le changement de paradigme de la conservation de la biodiversité depuis les approches de « mise sous cloche » des années 1970 et 1980 vers des projets intégrés nature-société et des projets de territoires durables, sinon bottom-up, du moins consultatifs, dominants depuis les années 1990 (Depraz, 2014 ; Laslaz, 2008 ; Anglier, 2002).

Sur cette base, je me dois de justifier le choix de la formulation de « lutte contre l'érosion de la biodiversité ». En effet, j'ai longtemps, en Afrique de l'Ouest essayé de démontrer que les projets de protection de la Nature dans ce contexte et tels qu'ils étaient conçus, étaient inutiles et inadaptés et que dans la quasi-totalité des cas (étudiés dans ma thèse) les ressources étaient très bien gérées sans le besoin de planification d'aires protégées. Dès lors ce choix de titre peut sembler paradoxal.

D'abord, il faut lire ce titre avec la définition englobante de biodiversité avec ses trois échelles (génétique, spécifique, écosystémique) et ses trois dimensions (compositionnelle, structurelle et fonctionnelle). Ainsi, sur la base de cette définition qui englobe toute forme de vie et les processus qui les maintiennent dans les meilleures conditions possibles, la biodiversité n'est pas protégée contre les sociétés, mais c'est l'ensemble des relations nature-société qui doivent être conciliées au mieux. Ensuite, il faut lire dans ce choix de référence à la biodiversité le constat que la biodiversité est, selon moi, le meilleur marqueur de la durabilité des choix dans les relations nature-société. C'est donc un objet complet pluridimensionnel souvent quantifiable et spatialisable qui nous permet de qualifier les relations nature-société. Enfin, cette formulation rappelle tout de même que nos activités humaines ont provoqué en un temps très court de nombreuses extinctions d'espèces et que, contrairement à la majeure partie des évolutions du paysage, celles-ci sont irrémédiables. C'est donc pour cette dernière raison que, après des années à travailler avec les gestionnaires d'aires protégées où survivent, parfois avec difficulté certaines espèces, j'assume aussi le choix de cette formulation car si ma recherche ou mes enseignements permettent d'éviter, ne fût-ce qu'une extinction, je me considérerai très fier de mon travail d'enseignant-chercheur.

Il s'agit ici d'une gradation de recherches entre la recherche fondamentale et la recherche appliquée avec, jusqu'ici, une assez faible valorisation sous formes de publications scientifiques. Cependant, mes activités en tant que membre de conseil scientifique d'aire protégée ou de projet de réseau d'aire protégée sont importantes pour définir mon positionnement et, pour les illustrer, les exemples sont issus de la littérature grise commandée par les aires protégées plus que par des articles. Pour argumenter en faveur d'une approche géographique de la lutte contre l'érosion de la biodiversité comme l'ont fait Mathevet et Godet (2015), il me sera nécessaire de présenter d'abord les deux échelles où géographie et biologie de la conservation peuvent se croiser dans une géographie de la conservation : la géographie des populations végétales vulnérables **(7)** et la géographie des aires protégées **(8)**. Dans le dernier chapitre, je présenterai mon projet recherche **(9)**

7. Géographie des populations végétales vulnérables

Au sein de la dichotomie entre l'espèce protégée et l'espace protégé, il est évident que le géographe a plus à dire sur l'espace protégé que sur l'espèce protégée mais les méthodes d'analyses spatiales de la végétation présentées dans ce volume sont adaptées aux problématiques des espèces menacées (pour lesquelles les géographes sont très peu mobilisés, mis à part les grands prédateurs) puisque, d'une part, l'analyse spatiale permet de définir des enjeux de conservation (7.1), de connaître les menaces sur une espèce (7.2) de mesurer la vulnérabilité de celle-ci face à ces premières (7.3).

7.1. Connaître les enjeux

Le patrimoine biologique au centre de la question de la conservation est à plusieurs niveaux : celui de l'espèce, voire de la population (7.1.1) et celui de l'habitat (7.1.2) en sont les principaux. Cependant, un intérêt croissant s'observe au niveau de la patrimonialisation des processus biologiques (7.1.3).

7.1.1. Les espèces à enjeu

Il existe plusieurs lectures de la notion d'espèce à enjeu, tout d'abord nous pouvons rappeler qu'il existe des listes d'espèces menacées au niveau mondial, national ou local dont l'UICN tient le recensement et pour lesquelles il délivre un certain nombre d'information. Ces espèces constituent, par cette menace définie d'un point de vue juridique, un enjeu légal qui leur est attribué et qui est normalement assez bien reconnu.

Il existe ensuite un enjeu fort, d'ordre biogéographique. Il s'agit des espèces endémiques, de certaines limites d'aires de répartition et de certaines populations isolées loin de l'aire de répartition principale. Par exemple, une région au sein de laquelle est concentrée l'intégralité d'une espèce endémique en possède la responsabilité patrimoniale, ce qui devient enjeu territorial très fort. Si une région possède une grande partie d'une espèce endémique l'enjeu régional est moindre, etc.

Il existe, enfin, des enjeux d'origine plus sociétale, certaines espèces pour lesquelles la société perçoit un enjeu, il peut s'agir d'espèce considérée comme patrimoniale avec des valeurs positives fortement inscrites dans la culture locale (grands oiseaux de proie en Europe, baobabs en Afrique sahélienne, cétacés pour le domaine marin). L'enjeu peut évidemment être négatif, il peut s'agir au contraire d'espèces considérées comme nuisibles ou envahissantes et autour desquelles l'enjeu est l'élimination ou le cantonnement (moustique tigre, *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée). Parfois, enfin, la société se divise entre deux opinions polarisées sur cette espèce à enjeu, c'est notamment le cas des grands prédateurs terrestres en Europe (loup, lynx, ours) ou marins dans certaines îles tropicales (grands requins). Ici les partisans de l'élimination et de la conservation s'opposent avec deux visions différentes de l'environnement et de la biodiversité.

Simon 2006 met en évidence les limites de ces approches d'espèces à enjeu lorsqu'il décrit les enjeux et les espèces « phares » de la montagne de Lure puisque trois espèces correspondent à trois milieux différents susceptibles selon la gestion du milieu d'occuper ce même espace. Dès lors, ces trois enjeux deviennent incompatibles entre eux.

Le programme DILPROSPECT a eu besoin de définir une liste d'espèces à enjeu. Côté flore, pour prendre quelques exemples :

- *Attractylis cancellata* a été choisie comme cas d'étude d'une population isolée très distante des noyaux principaux de son aire. En effet deux petites populations sont connues en France (Bouches du Rhône et Alpes Maritimes) alors que les noyaux principaux les plus proches sont dans le sud de l'Espagne et en Crète.

- *Acanthoprasium frutescens* a été choisie car cette paléoendémique ancienne de 7 millions d'années (donc plus ancienne que le climat méditerranéen lui-même) possède, sur les parois rocheuses des Alpes maritimes et ligures aux altitudes basses et moyennes une niche de persistance.
- *Acis Nicaensis* a été choisie car cette espèce endémique du littoral thermoméditerranéen de la Côte d'Azur a connu une destruction massive de son habitat par l'urbanisation. La conservation de cette espèce est un enjeu majeur pour les gestionnaires du milieu.

Côté Entomofaune, le niveau de connaissance est plus faible par l'absence de bases de données disponibles telles que SILENE et le programme a donc, pendant cette même phase, réalisé des relevés pour établir une première liste d'espèces de sorte à pouvoir, dans un deuxième temps, définir quelles espèces à enjeu sont présentes et méritent une étude plus approfondie de la répartition au regard des interfaces bâti non bâti.

La figure 74 illustre une cartographie de la densité en présences connues d'espèces protégées. On y a ajouté comme point de référence les limites d'un statut de protection, ici les Zones Spéciales de Conservation (ZSC) du réseau Natura 2000 de la directive Habitat. Cela permet d'estimer la proportion des présences connues qui bénéficient du statut en question. Les deux ZSC à l'ouest isolées en milieu urbain apparaissent dès lors bien comme des refuges.

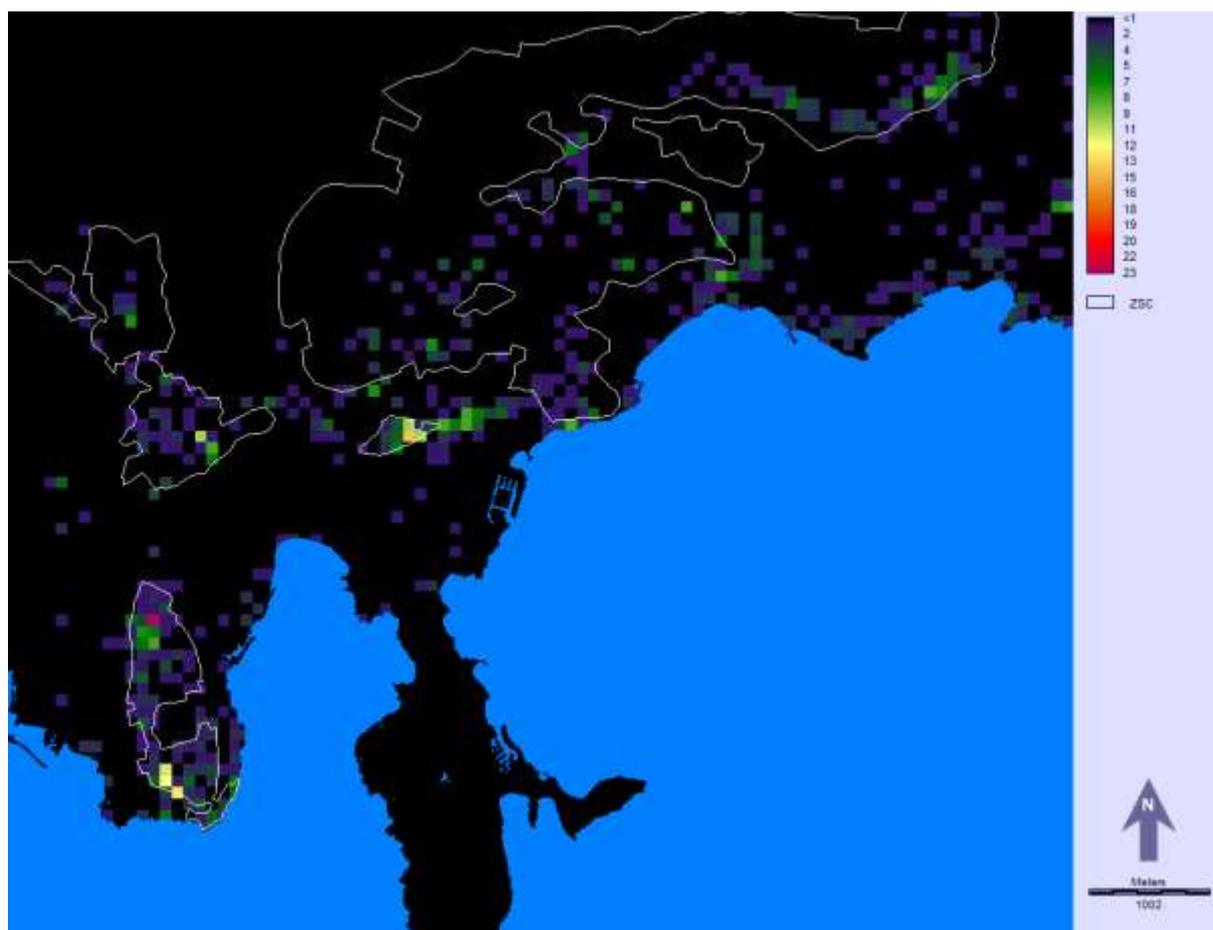


FIGURE 74 : CARTE DE DENSITE DE PRESENCES D'ESPECES VEGETALE PROTEGEES REFERENCEES DANS LA BASE SILENE DANS LES CORNICHERS DE LA RIVIERA

7.1.2. Les habitats à enjeu

La logique des habitats à enjeu est globalement la même, il s'agit, tout d'abord de milieux bénéficiant d'une réglementation, il peut s'agir de conventions internationale (Ramsar pour les zones humides) ou de lois telles que la directive habitat de la communauté européenne. Dès lors, l'habitat est protégé légalement en fonction d'un enjeu de conservation décidé de façon Top-Down. La figure 75 montre le réseau Natura2000 de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Le réseau est assez dense et relativement régulier, bien que plus dense en Haute montagne et en domaine marin qu'aux altitudes basses et moyennes.

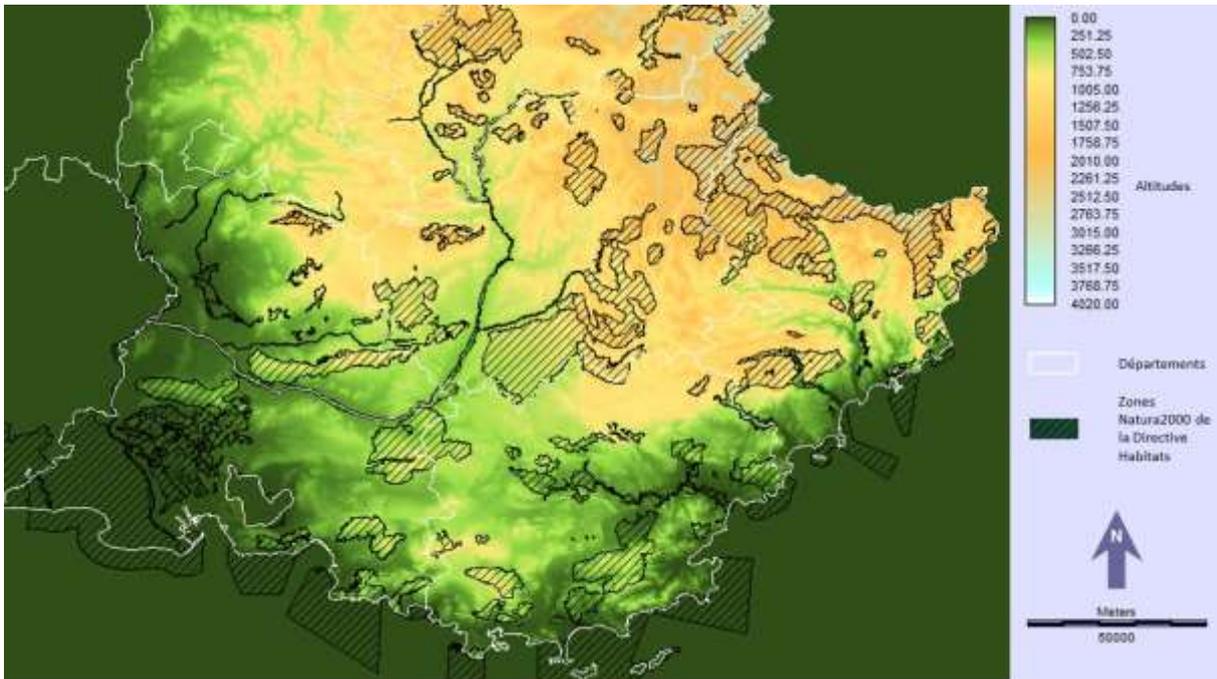


FIGURE 75 : CARTE DES SITES D'INTERET COMMUNAUAIRES AU TITRE DE LA DIRECTIVE HABITAT (1992)

Il n'y a pas, à ma connaissance, d'équivalent de l'endémisme dans les enjeux des habitats, le nombre d'habitats sur la planète est assez limité et des habitats assez semblables se retrouvent dispersés sur de grandes distances si le climat et la roche sont semblables.

Les habitats peuvent être, en revanche, et c'est même le cas bien plus fréquemment que pour les espèces, l'objet d'un enjeu sociétal. Il s'agit d'un espace à enjeu au sens de la définition de Voiron (2013) dont sont définies trois situations précises : « un espace – aire ou lieu – où se cristallisent des tensions, qu'elles soient latentes ou qu'elles se manifestent par des conflits permanents ou épisodiques ; un espace ayant un intérêt vital par les éléments remarquables qu'il possède : populations ou ressources, cette évaluation étant estimée au regard du préjudice qu'entraînerait leur disparition et du bénéfice de leur maintien ou réintroduction ; enfin, un espace ayant un intérêt stratégique, non pas pour une catégorie d'acteurs en particulier mais pour le fonctionnement territorial du système considéré, par la forte probabilité d'impact sur le reste du système territorial qu'aurait sa transformation».

Les habitats à enjeu sont, de fait, d'abord ceux qui contiennent les espèces à enjeu. Les habitats à enjeux peuvent aussi être des lieux où se cristallisent les tensions, comme par exemple les milieux de haute montagne lorsque que des espèces patrimoniales y sont connues et que des activités de sport d'hivers y sont planifiées. Enfin, un habitat à enjeu peut avoir un intérêt stratégique pour le reste du système territorial quand, par exemple, celui-ci est inscrit sur la liste du patrimoine mondial de l'humanité et est associé à des formes de tourisme durable de nature qui fait vivre la région entière.

Les habitats à enjeux peuvent donc être considérés comme un sous-ensemble d'espace à enjeu où la dimension écologique de l'espace est importante dans la constitution de l'enjeu.

7.1.3. Les processus biologiques à enjeu

La biodiversité est de plus en plus prise en considération dans sa définition la plus complète et englobante avec ses trois échelles (génétique, spécifique, écosystémique) et ses trois dimensions (compositionnelle, structurelle et fonctionnelle). Ainsi définie de façon très vaste et très complexe, la biodiversité comprend donc l'ensemble des processus biologiques dont ceux évolutifs (Thompson, 2005). Ces processus occupent, par exemple, un critère sur dix (un sur quatre parmi les critères naturels) pouvant justifier de l'inscription sur la Liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité de l'UNESCO. La notion de processus biologique est floue et complexe, pour cette raison il n'y a pas à ma connaissance de législation internationale. Les processus biologiques ne constituent pas non plus souvent enjeu sociétal étant des notions assez complexes. Il est bien sûr possible de citer certains processus biologiques comme la migration des oiseaux ou certains processus génétiques comme le risque goulot d'étranglement d'une espèce en risque d'extinction qui sont assez connus et que certains acteurs considèrent comme enjeu ; cependant, il s'agit d'éléments ajoutés à l'enjeu de l'espèce plus qu'un enjeu autour du processus en soi. Les processus biologiques sont aussi écosystémiques et parmi eux, les phénomènes d'enfrichement et d'embroussaillage sont, dans les régions de recul agricole des enjeux sociétaux forts.

Ici, le dossier UNESCO « Les Alpes de la Méditerranée » offre un bel exemple de comment les processus biologiques peuvent devenir un enjeu pour le territoire. En effet, les Alpes Maritimes et Ligures incluant le littoral et le talus océanique vers la fosse Algéro-provençale sont un exemple remarquable de la tectonique des plaques puisque, premièrement, ce territoire a connu 3 cycles Wilson, un premier dit Varisque ou Hercynien, un deuxième Alpin et un troisième méditerranéen. Deuxièmement, parce qu'entre le cycle Alpin et celui méditerranéen a eu lieu, un phénomène exceptionnel, l'ouverture d'un domaine océanique (Rifting) au sein d'un chaîne de montagne n'ayant connu, ni pénéplanation, ni effondrement gravitaire. Ce phénomène, lié à la divergence de la plaque corso-sarde du continent européen, a en effet scindé le massif Alpin en deux blocs et a généré un versant en pente forte des sommets Alpains (mont Argentera 3297 m) à proximité du littoral (en 49 km à vol d'oiseaux) sans plaine littoral et, sous la mer le versant se prolonge sans plateau continental jusqu'à -2500 m (en 25 km).

Cela a généré une topographie avec, un littoral et des collines au contact de la mer méditerranée, un massif aux altitudes élevées et une plaine (du Pô) en cuvette au sein de l'arc alpin. Il en résulte la juxtaposition de 3 climats très différents : le climat méditerranéen, le climat Alpin et le climat continental. Or, les distances entre ces climats sont très courtes et à certaines saisons les contrastes sont forts.

Cette histoire géologique, la mise en place des climats à ce même pas de temps, la topographie actuelle et les climats qui en résultent sont à l'origine d'une configuration biogéographique très intéressante qui est en quelque sorte génératrice de biodiversité pour 3 raisons :

- Premièrement, parce que sont mis en contact des ensembles biogéographiques ou bioclimatiques très différents, (faunes et flore des différents climats, faunes et flore des différents paléo-continentes ayant convergés). La variété des climats a permis à un nombre élevé d'espèces de ces différents groupes de trouver un habitat/refuge localement. Par exemple sont aujourd'hui présents dans la région à la fois des espèces du Gondwana d'origine tropicale et des espèces sibériennes venues lors de glaciations.
- Deuxièmement, parce que la configuration topoclimatique permet avec une certaine facilité de migrer à l'intérieur du massif, les espèces ont souvent trouvé à une courte distance des refuges climatiques à chaque changement de climat. En réaction aux glaciations du Quaternaire, des refuges de certaines espèces orophiles en moyennes altitudes sont connus.

- Troisièmement, parce qu'un certain nombre d'espèces ayant migré dans ce secteur variable (en termes de climat et de géologie) d'importants processus de vicariance et de diversification ont eu lieu.

L'ensemble de ces caractéristiques biogéographiques qui conditionnent les processus biologiques (persistance, migration, vicariance) ont, avec l'histoire géologique rapidement décrite ci-dessus, constitué, pendant 3 ans, un argumentaire de la candidature de ce territoire sur la liste du patrimoine mondial de l'Humanité. Ces notions plus ou moins complexes ont été développées pour les documents transmis à l'UICN et au Ministère de l'environnement ; rédaction à laquelle j'ai participé. Elles ont également été développées sous de présentations vulgarisées pour les communications auprès des populations locales et de leurs élus. La figure 76 est, pour exemple, une carte de la répartition des observations de six espèces végétales paléoendémiques recensées dans la Base SILENE. Elles sont divisées en espèces silicoles et calcicoles pour mettre en évidence les grands ensembles pétrographiques du massif.

RÉPARTITION DES ESPÈCES PALÉOENDÉMIQUES

Alpes de la Méditerranée / Alpi del Mediterraneo

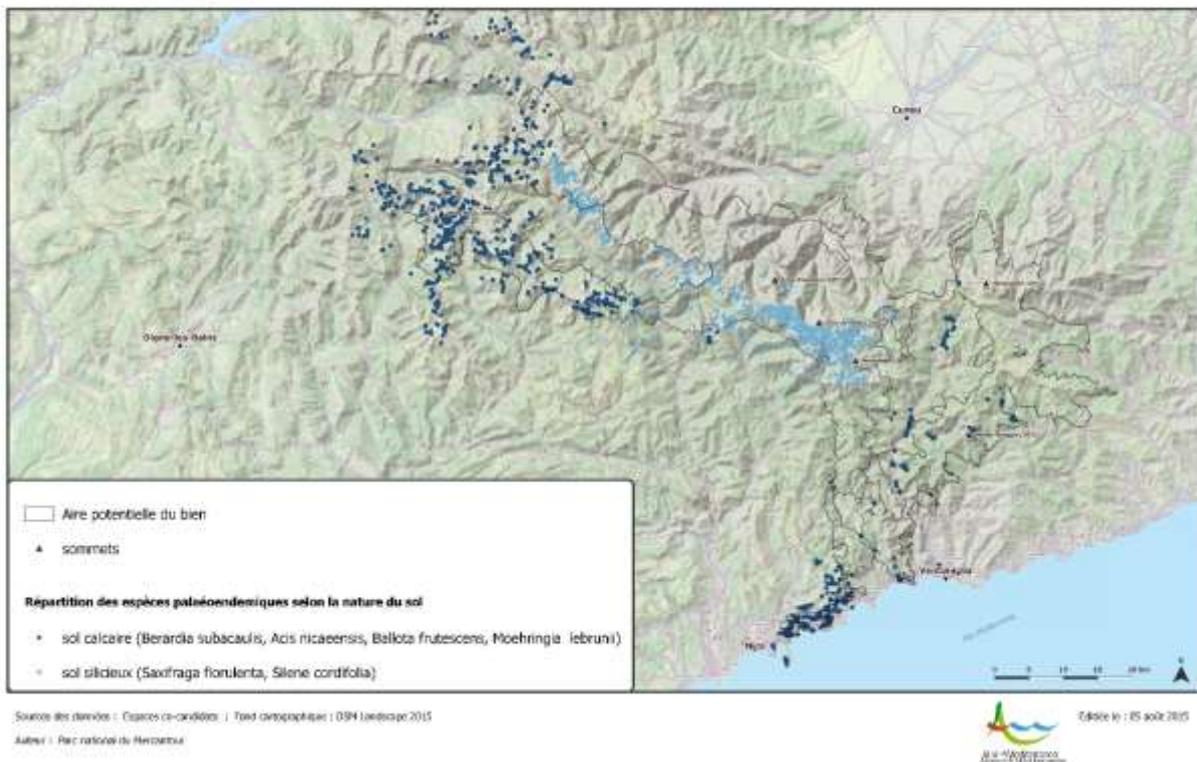


FIGURE 76 : CARTE DE LOCALISATION DES ESPÈCES PALÉOENDÉMIQUES (FLORE) RECENSÉES SUR SILENE

La définition d'espèces, d'habitats ou de processus à enjeu passe donc par une analyse réglementaire, une analyse biogéographique (recherche d'endémismes et de populations isolées) et une enquête ethnobiologique. Ceux-ci, s'ils sont considérés comme enjeu occupent ensuite, de fait une place majeure dans l'ensemble des actions territoriales de la planification à la gestion.

7.2. Définir les menaces

Les menaces qui pèsent sur la biodiversité sont nombreuses, à titre d'exemple, nous pouvons développer des méthodes d'analyse du territoire dans ses structures écologiques et ses activités humaines (7.2.1), du changement climatique d'un point de vue biogéographique (7.2.2) et des feux de forêt (7.2.3).

7.2.1. Analyse du territoire dans ses structures écologiques et ses activités humaines

Tout d'abord il est important de savoir suivre la réduction de l'habitat des espèces vulnérables étudiées (Fournier, 2015 ; Davranche et Nuscia-Taibi, 2015). Il s'agit ici des méthodes développées ci-dessus (cartographie des écosystèmes, fragmentation des habitats). Elles ont par exemple été appliquées dans le cadre du projet DILPROSPECT aux corniches de la Riviera ainsi que dans le programme D2PCPCI sur la Côte d'Ivoire.

L'exercice a aussi été réalisé dans le cadre du contrat entre le Parc Européen Maritime-Mercantour et l'UMR espace où ont été par exemple cartographiées :

- Les routes,
- Les carrières
- Les Domaines skiables,
- Les zones urbanisées et probablement urbanisables dans un avenir proche...

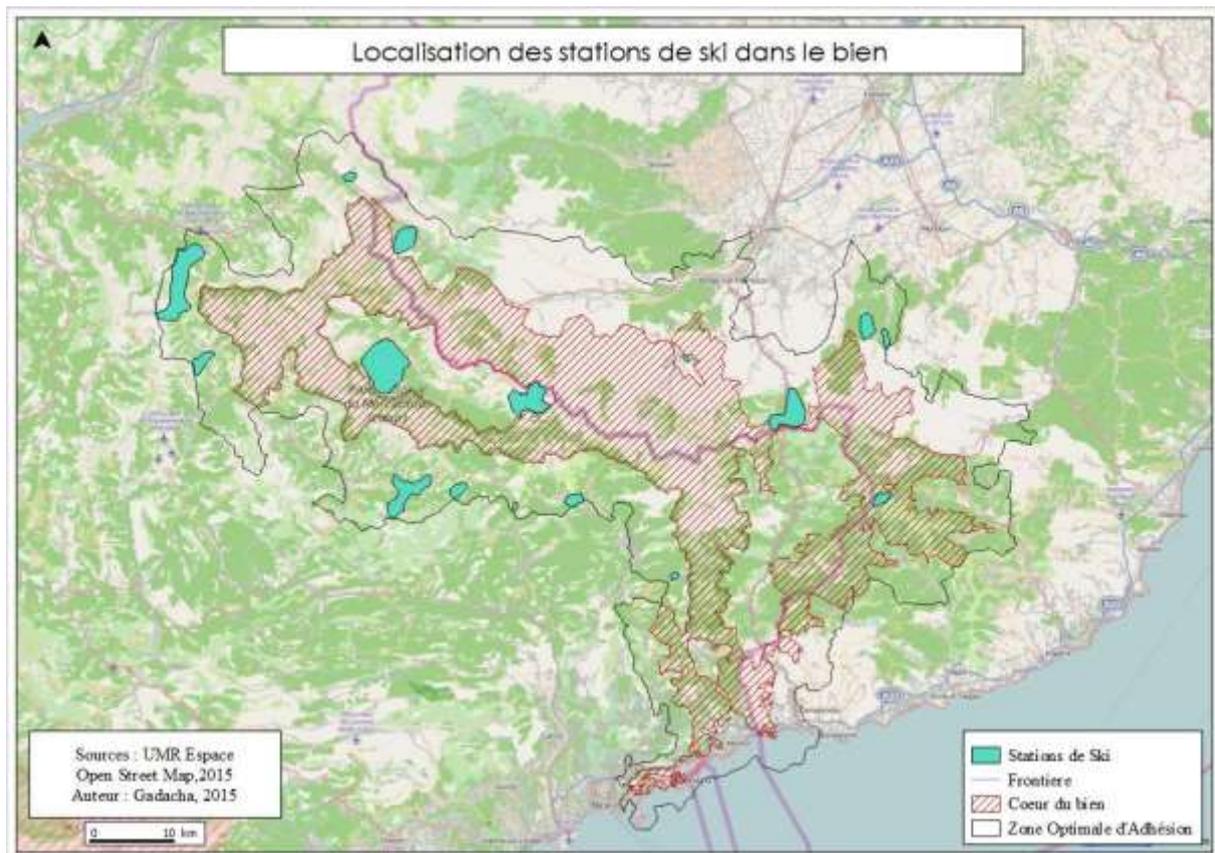


FIGURE 77 : CARTE DES DOMAINES SKIABLES EQUIPES

La figure 77 en montre un résultat pour exemple. On y voit la zone centrale du projet (version 2015) qui doit correspondre aux critères d'intégrité tels que définis par l'UNESCO et l'UICN s'accompagner (sauf exception) d'une zone tampon pour assurer la protection de celle-ci. Or, les stations de Ski sont,

pour certaines, dans la zone centrale, d'autres en chevauchent les limites et de nombreux les bordent ou en sont très proches, trop proche pour placer une zone tampon efficace. Par exemple, le col de Tende est un lieu à enjeu dans la mesure où les deux vallées qu'il sépare sont assez densément habitées, parcourues d'axes de communications qui fragmentent certains habitats, etc. Or, ce lieu est aussi le principal, sinon seul lieu de passage de toutes les espèces strictement inféodées aux hautes altitudes qui nécessitent des migrations d'axe est-ouest entre d'une part le Mercantour (et plus à l'ouest) et le Marguareis (et plus à l'est). Il est possible de considérer que la présence d'un domaine skiable augmente la vulnérabilité de ces espèces.

C'est ce genre d'examen qui a porté à l'abandon du projet d'inscription sur l'argumentaire du critère ix « processus biologiques » pour recentrer le dossier sur un patrimoine moins vulnérable, celui géologique après plusieurs années de construction du dossier sur ces deux critères. En effet, le territoire et les gestionnaires d'aires protégées et le comité scientifique transfrontalier dont je fais partie n'avons pas réussi à « convaincre » l'UICN que les processus biologiques étaient encore en cours de façon « intègre » dans ce territoire anthropisé et que les acteurs de la conservation étaient en mesure d'assurer la persistance de ceux-ci.

7.2.2. Analyse du changement climatique d'un point de vue biogéographique

Comment prendre en compte, au mieux, la variable climatique dans la vulnérabilité des espèces dans ce contexte de changement climatique ? Comment réduire les incertitudes sur le climat futur ? Comment améliorer la résolution spatiale des données climatiques ¹²?

En ce qui concerne l'approche vulnérabilité, les statistiques fréquentielles et la théorie de l'information (Godron et Andrieu, 2013) permettent de hiérarchiser les facteurs écologiques, ici principalement climatiques. Cette méthode permet, pour différentes espèces, de savoir à quel mois la température ou les précipitations jouent un rôle important pour la répartition des espèces dans l'espace (Vignal et Andrieu, 2016 B). Une fois connues les liaisons entre climat et distribution des espèces et les modalités de la limite d'aire correspondant au seuil climatique structurant, il s'agit de s'appuyer sur les travaux des climatologues pour obtenir des scénarios de changement climatiques spatialisés.

D'une part, concernant les questions de scénarios, les travaux du GIEC font plus que référence. D'autre part, pour spatialiser ces scénarios, les modèles globaux, comme ARPEGE par exemple, prédisent les évolutions à un maillage de 50 km de côté et le modèle régional ALADIN permet d'affiner ces prévisions à 12 km. Cependant, dans les milieux alpins, où les dénivelés et orientations des versants jouent un rôle majeur sur les températures, cette résolution reste trop grossière pour toutes applications utiles. Ainsi, pour passer aux échelles fines, une méthode de downscaling statistique permet à mes collègues climatologues (Martin et al., 2013) de produire des données qui ont été un maillon majeur des travaux suivants (Vignal et Andrieu, 2016 B). A partir de ces données, le modèle d'impact du changement climatique sur les aires de distributions présenté plus haut est applicable.

Cependant, la réflexion reste à améliorer sur les vulnérabilités et sur les réactions (Godet, 2015). En effet, il semble qu'il est nécessaire, avant de passer à l'étape de modélisation, d'étudier les marqueurs des dynamiques actuelles qui permettent de construire les hypothèses sur les impacts futurs du changement climatique sur la végétation. Il s'agit dès lors, premièrement, de replacer l'actuel dans la dynamique du couvert végétal d'échelle décennale liées aux variations des activités anthropiques, facteur de changement bien plus important que l'impact du changement climatique et qui, si l'on ne

¹² Ces questions ne sont pas au cœur de mes recherches, étant par principe un utilisateur de données climatiques produites par d'autres. Il s'agit pour moi d'un couplage majeur de la recherche interdisciplinaire au sein de la géographie sans lequel je n'aurai jamais pu, ces dernières années, investir les recherches sur les conséquences du changement climatique.

l'étudie pas, ne permet pas une compréhension de la part du climat dans l'évolution de la végétation. Ensuite, il pourrait être pertinent de mener une étude des cinématiques phénologiques par analyse de séries temporelles à haute résolution d'images d'indices de végétation pour voir si les saisonnalités du couvert végétal ont évolué en réponse aux fluctuations passées récentes du climat et si l'on retrouve une tendance conforme à la tendance au réchauffement telle qu'elle est prédite localement. Ensuite il s'agira de sélectionner quelques espèces pour lesquelles il est possible de décrire la dynamique du peuplement (âge des individus, natalité, mortalité, nombre de graines, taux de germination, etc.) de sorte à tester l'hypothèse que la dynamique du peuplement est sensible au climat et qu'aux marges climatiques des aires de distribution, le peuplement est conditionné par le climat.

Les marques de terrain de sensibilité passée récente au changement climatique qui, en 2016 n'est pas seulement un futur mais un présent et un passé récent me semble aujourd'hui une étape majeure d'une définition utile de la vulnérabilité des espèces face au changement climatique.

7.2.3. Analyse des feux de forêt

Le troisième type de menace sur la biodiversité sur lequel j'ai travaillé est le feu de forêt, en particulier la fréquence des feux de forêt¹³. La meilleure façon de résumer l'objet de nos études sur les relations feu-biodiversité est ce schéma que j'avais réalisé pour le projet Maimonide (figure 78).

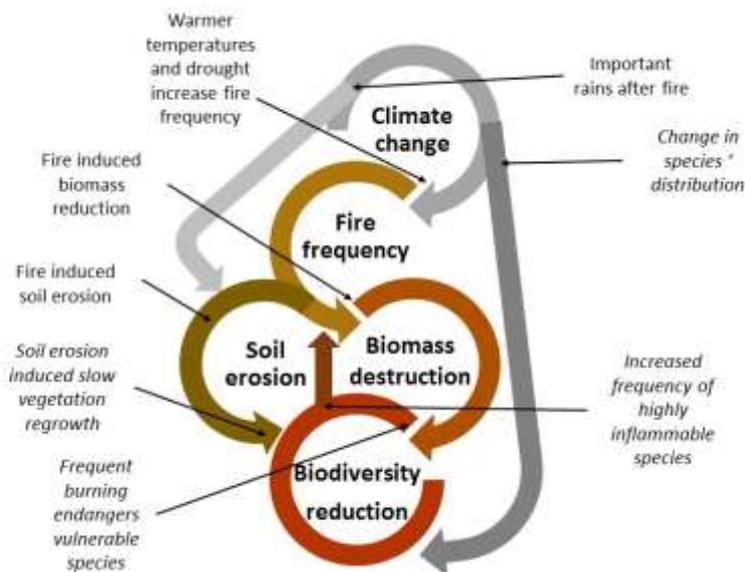


FIGURE 78 : DIAGRAMME DES INTERACTIONS ENTRE CHANGEMENT CLIMATIQUE, FEUX, ÉROSION DU SOL ET BIODIVERSITÉ.

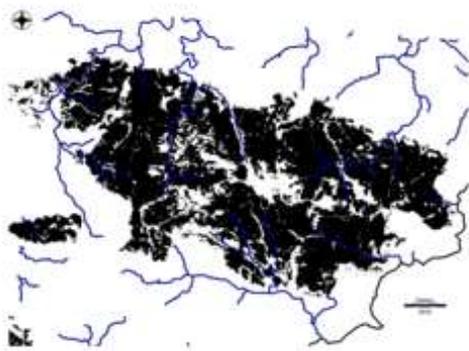
Ce schéma montre que les interactions entre climat, feu, sol, biomasse et biodiversité sont nombreuses et complexes. L'hypothèse que nous cherchons à tester est la suivante : le changement climatique va augmenter la fréquence des feux (essentiellement à travers l'augmentation des

¹³ Après avoir remercié mes collègues climatologues pour m'avoir intégré dans leurs travaux sur le changement climatique et offert des données originales pour appuyer les miens, le même type de remerciement doit être fait à mon collègue spécialiste de feux qui m'ont permis d'intégrer ces travaux, dans un premier temps pour mes compétences de télédéacteur et dans un deuxième temps pour étudier les conséquences de l'augmentation de la fréquence des feux sur les espèces vulnérables.

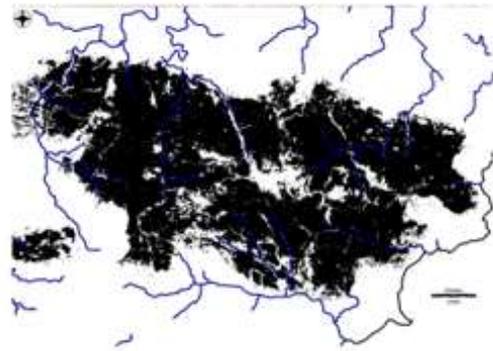
températures, donc de la sécheresse). La plus grande fréquence des feux génère un temps de reconstitution de la biomasse plus faible donc un blocage dans la série progressive de végétation et génère également une plus forte érosion du sol, ce qui limite encore plus la régénération de la végétation. Les espèces favorisées par ces nouvelles conditions pourraient être, du moins en partie, des espèces à haute inflammabilité ce qui créerait une rétroaction positive. Sera testée l'hypothèse finale (et c'est là que je m'insère avant tout dans le processus de recherche en équipe) que ces feux et l'ensemble de leurs conséquences (sol et végétation) risquent d'éliminer un certain nombre d'espèces à enjeu : espèces vulnérables, espèces endémiques. Pour ces questions, avec l'objectif « biodiversité » qui est le mien, les étapes suivantes sont nécessaires et, dans l'état d'avancement de nos travaux et en s'appuyant sur les deux publications auxquelles j'ai participé il est possible de résumer ainsi la progression.

Cartographier les feux passés

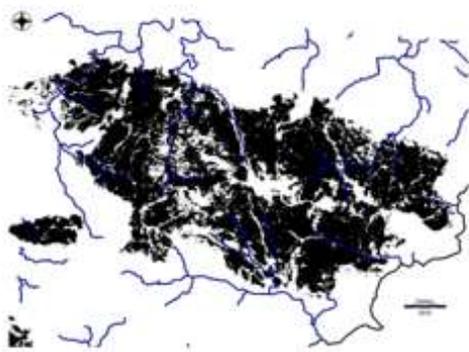
La cartographie des feux ne présente pas de grandes difficultés techniques. Dans Fox *et al.*, 2016, nous avons comparé deux indices sur deux satellites (figure 79). Les deux indices semblent montrer de faibles différences entre eux avec un résultat meilleur pour le dNDVI. Les deux satellites en revanche montrent, dans ce cas précis, des résultats assez variables avec une sous-estimation pour LANDSAT mais celle-ci s'explique par un nuage.



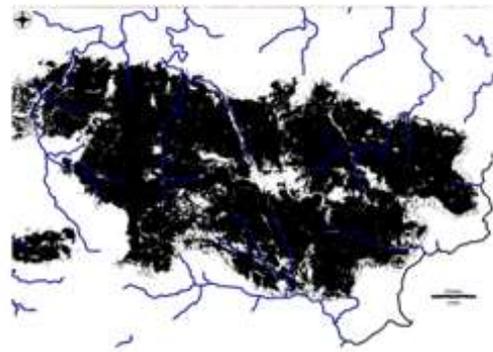
A: Post-fire Vidauban Landsat dNBR burn scar.



B: Post-fire Vidauban SPOT dNBR burn scar.



C: Post-fire Vidauban Landsat dNDVI burn scar.



d: Post-fire Vidauban SPOT dNDVI burn scar.

FIGURE 79 : CARTES DE CICARTICE D'UN FEU DE FORET A VIDAUBAN AVEC 2 INDICES SUR DEUX SATELLITES

Comprendre les tendances temporelles des relations climat - occupation du sol - feux

L'article Fox *et al.*, 2014 vise précisément à discuter ce deuxième point. Il y est démontré que ces dernières décennies, les tendances du climat (figure 80) et celles de l'occupation du sol ont généré une augmentation du risque d'incendie. Cependant, durant cette même période, les feux ont diminué grâce à l'amélioration des techniques de prévention et d'intervention précoce (figure 81).

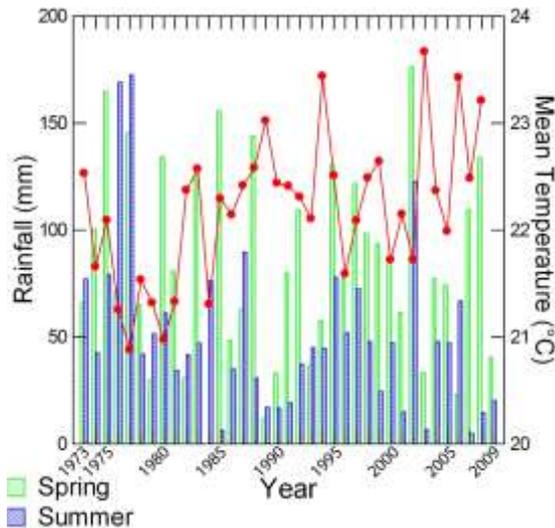


FIGURE 80 : TENDANCES CLIMATIQUES (1973-2009)

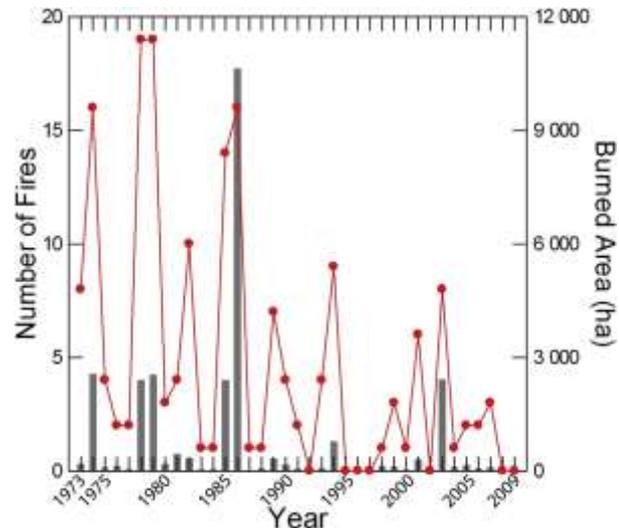


FIGURE 81 : TENDANCES DES FEUX (1973-2009)

- Quantifier l'impact des feux sur l'érosion des sols

Cette troisième étape est réalisée dans Fox *et al.*, 2016 où grâce à la modélisation du ruissellement avec des coefficients d'infiltration propres à l'occupation du sol mais aussi à la distinction des zones brûlées ou non (figure 82).

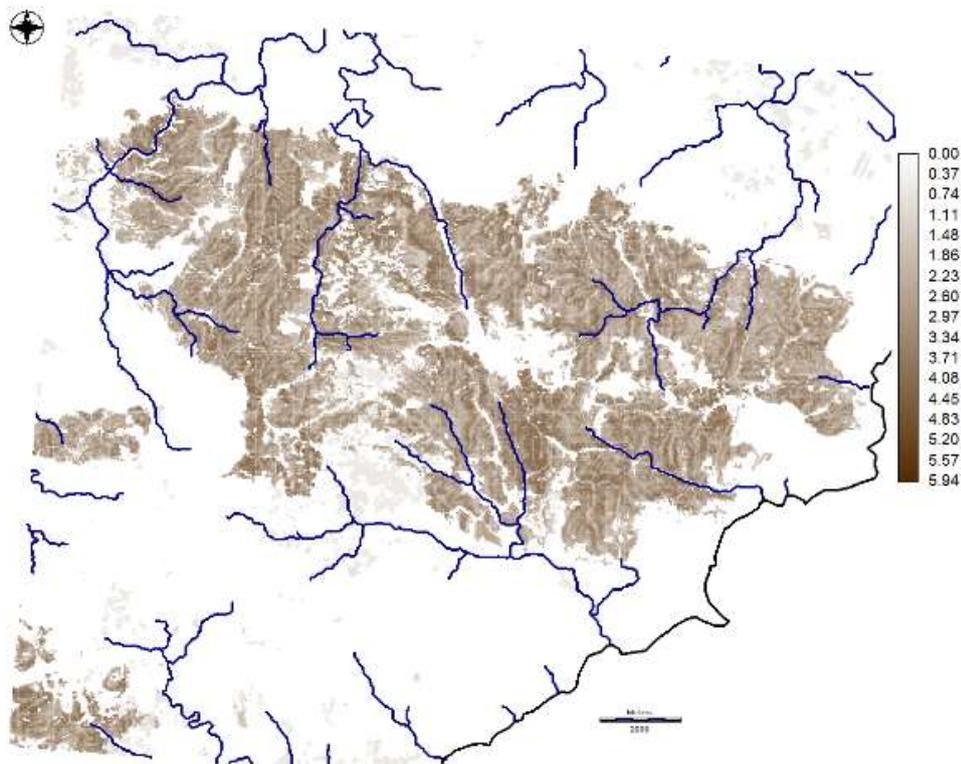


FIGURE 82 : CARTE DE L'ÉROSION DU SOL DU FEU DE VIDAUBAN BASÉE SUR LE DNBR DE L'IMAGE SPOT (T HA⁻¹)

Nous arrivons ensuite aux deux dernières questions sur laquelle les travaux sont encore à réaliser en ce qui me concerne :

- Connaître les dynamiques progressives de la végétation après un feu, des feux répétés, avec ou sans érosion du sol
- Implémenter ces dynamiques de la végétation dans les études sur les limites d'aires, les espèces vulnérables ou les endémiques strictes pour savoir dans quelle mesure les feux, dans l'avenir, pourraient être à l'origine de modification d'aires de distribution d'espèces à enjeu de conservation.

Par ces trois exemples d'analyse spatiales des menaces sur les populations végétales vulnérables : celles liées aux activités humaines, au changement climatique et aux feux de forêt, nous avons cherché à montrer quelques exemples d'études réalisées et en cours, toujours à l'interface entre analyse spatiale et approche naturaliste, pour mieux prendre en compte les menaces.

7.3. Estimer les vulnérabilités

Les études de risque (entendu au sens classique d'une société vulnérable face aux aléas d'une nature destructrice) ont permis de bien définir et développer certains concepts comme la vulnérabilité, la résistance et la résilience. Ces termes sont tout aussi utiles dans le cadre d'une nature vulnérable face à une société destructrice. Une fois étudiées les menaces sur la biodiversité, il s'agit de savoir estimer le niveau de vulnérabilité d'une espèce face à celles-ci. Premièrement, en estimant la part d'une espèce ou d'une population effectivement soumise à une menace **(7.3.1)**, deuxièmement estimant l'impact réel d'une menace sur une espèce **(7.3.2)** troisièmement, estimant la capacité d'absorber les chocs et de se reconstituer **(7.3.3)**.

7.3.1. Estimer la part d'une espèce ou d'une population spatialement soumise à une menace

Estimer la part d'une espèce ou d'une population effectivement soumise à une menace est une tâche relativement complexe. La complexité ici tout d'abord est une prise en compte subtile des spatialités propres aux espèces d'une part et aux menaces d'autre part.

Premièrement, nous ne connaissons d'une espèce, au mieux qu'une très petite portion de présences certaines. De là peuvent être modélisées une aire de répartition, une fréquence et une régularité au sein de cette aire et éventuellement une démographie mais nous avons démontré que cette tâche n'est pas facile. Dans une prise en compte d'échelle fine et admettant la complexité de l'objet géographique « espèce », il s'agit d'un semis de points. Chaque point étant une plante. Face à ce semis de points, chaque menace possède une spatialité et une temporalité propre. Par exemple, les feux sont des superficies continue ou quasi continues qui se développent très rapidement et ne se reproduisent que rarement plusieurs fois en un même lieu en une courte période. L'urbanisation par mitage produit un semis de petits polygones de répartition semi-aléatoire, de concentration variable et de temporalité irrégulières, etc.

Comment mesurer la part d'une population touchée par une menace ? Etant donné le faible nombre de bases de données floristiques fiables dont les points de connaissance possèdent à la fois un nombre suffisant pour des statistiques et une stratégie d'échantillonnage connue qui permette des statistiques inférentielles, deux solutions s'offrent au chercheur : la récolte de données sur le terrain *ad hoc* ou la modélisation.

Sur le terrain, à une échelle qui permet de cerner à la fois la spatialité de l'espèce et celle de la menace qui pèse sur celle-ci, il est possible de comptabiliser le nombre d'individus concernés. Cette méthode est parfaitement fiable, basique, efficace pour la démonstration mais fortement chronophage.

Faute d'une récolte de terrain avec comptage d'individus touchés ou non touchés par la menace, il est possible de procéder à une modélisation de l'aire de répartition et d'une population en son sein et de croiser avec des outils d'analyse spatiale la population modélisée et la menace.

Dans les territoires structurés par des aires protégées une vision positive de l'économie des zones de nature protégées domine dans les discours où la fréquentation sportive de plein air est vue comme une opportunité remarquable de développement des territoires ruraux et naturels. C'est d'ailleurs la raison du contrat entre la Métropole Nice Côte d'Azur et l'UNS et le CNRS pour lequel j'ai eu la responsabilité du pôle géographie pour deux ans. Dans le cadre de ce contrat, après avoir exposé à mes collègues l'intérêt d'une étude de la vulnérabilité de certaines espèces de plantes patrimoniales face à certaines pratiques sportives et les modalités d'une telle étude (temps de recherche et coût de la recherche) le volet environnement prévu a été éliminé. Pour cette triste raison je me suis cantonné à une participation au pôle géographie en réalisant des enquêtes sur les paysages dont je ne parlerai pas dans ce volume d'HDR. Cependant, en parallèle de ces trois années de recherche, j'ai eu l'occasion d'observer un certain nombre de sites d'activités de sport ou de loisirs de pleine nature dans lesquels j'ai pu observer des espèces à enjeu plus ou moins vulnérables face à la pratique du sport en question.

Sur la figure 83, nous sommes, sur un parcours de *via ferrata* dans le Parc Naturel Régional des Baronnies provençales, à Buis-les-Baronnies. La population de Choux des montagnes (*Brassica montana*), bien connue du conservatoire botanique alpin et du PNR sur les flancs du Mont Saint Julien est apparue comme un argument contre l'installation de la *via ferrata*. Après un débat entre les « pro *via ferrata* » et les « pro Choux des montagnes », la *via ferrata* a gagné, a été installée et est fortement fréquentée. Ici mon analyse du site est que, sur des centaines de mètres de *via ferrata*, ont pu être observés toujours à une distance suffisante de l'impact de l'activité, de nombreux plants de choux des montagnes et seul un unique patch, à la toute fin d'un des trois parcours, apparaît vulnérable face au coulissage des attaches sur le câble. Je ne prétends pas avoir effectué une analyse statistique du site, de la population et de l'ensemble des impacts de la *via ferrata* mais la vulnérabilité me semble fortement réduite. Ces mêmes observations, menées avec méthode et rigueur permettent généralement de répondre assez bien à la question de la vulnérabilité.

Pour porter la discussion au-delà de ce petit exemple d'observation ponctuelle non généralisable, il est évident que le développement de ces activités de sport et de loisirs de pleine nature que j'ai pu étudier pendant trois ans sur le territoire de la Métropole Nice Côte d'Azur sont un enjeu fort de la conservation dans les espaces protégés car il s'agit d'une activité en pleine croissance et pour laquelle la convoitise des espaces protégés est très forte. Les discussions au conseil scientifiques du Parc National du Mercantour ont été nombreuses sur ce point et la biogéographie et géographie du tourisme et des loisirs devraient s'en emparer ensemble.



FIGURE 83 : EXEMPLE D'ESPECE VULNERABLE QUI POURRAIENT ETRE MENACEES PAR UNE ACTIVITE DE LOISIRS DE PLEINE NATURE : BRASSICA MONTANA SOUS LES CABLES D'UNE VIA FERRATA

7.3.2. Estimer la capacité d'absorber les chocs et de se reconstituer

Si le facteur perturbant a bien lieu là où la population vulnérable se trouve, cela ne signifie pas que cette dernière soit systématiquement et définitivement détruite par le premier. Dans un premier temps, il est capital d'aller au-delà du simple constat de superposition spatiale d'une menace et d'une vulnérabilité. En effet, il faut mesurer, lors de l'occurrence de la perturbation sur une population, son impact en tenant compte des niveaux d'intensité de la menace et des caractéristiques de la population. A ce niveau il s'agit d'estimer la résistance de l'espèce face à la menace. Les techniques présentées plus haut qui décrivent une population et sa pyramide des âges sont ici efficaces.

Ensuite, il s'agit de savoir si et si oui, comment l'espèce est capable de se reconstituer, ici ou ailleurs. Se posent les questions sur la capacité de diffusion de graines dans un autre lieu viable ou celle de stocker des graines *in situ* en attente du retour à des conditions viables pour les menaces sous forme de perturbations ponctuelles.

Pour le monde végétal, on peut mobiliser les techniques de modélisation dynamiques de populations développées (Vignal et Andrieu 2016 A, Vignal, 2015). Ici, les systèmes multi agents avec la création de la graine comme un agent du système sont l'outil le plus adapté. En effet ils permettraient de modéliser la capacité de retour d'une espèce en un lieu dont elle est éliminée avec le calibrage de sa capacité de propagation.

J'ai peu travaillé sur le monde animal mais pour cette question de la reconstruction d'une aire de distribution réduite par l'action de l'homme, nous avons, avec deux collègues, travaillé un temps sur la conception d'un outil de modélisation du retour du loup en France. Le retour du loup en France est un problème pour un certain nombre de territoires. Or, après plus de 20 ans de présence en France (figure 84), la gestion de la colonisation de nouveaux territoires n'exploite pas les enseignements tirés jusqu'ici et semble toujours surprendre la plupart des acteurs.

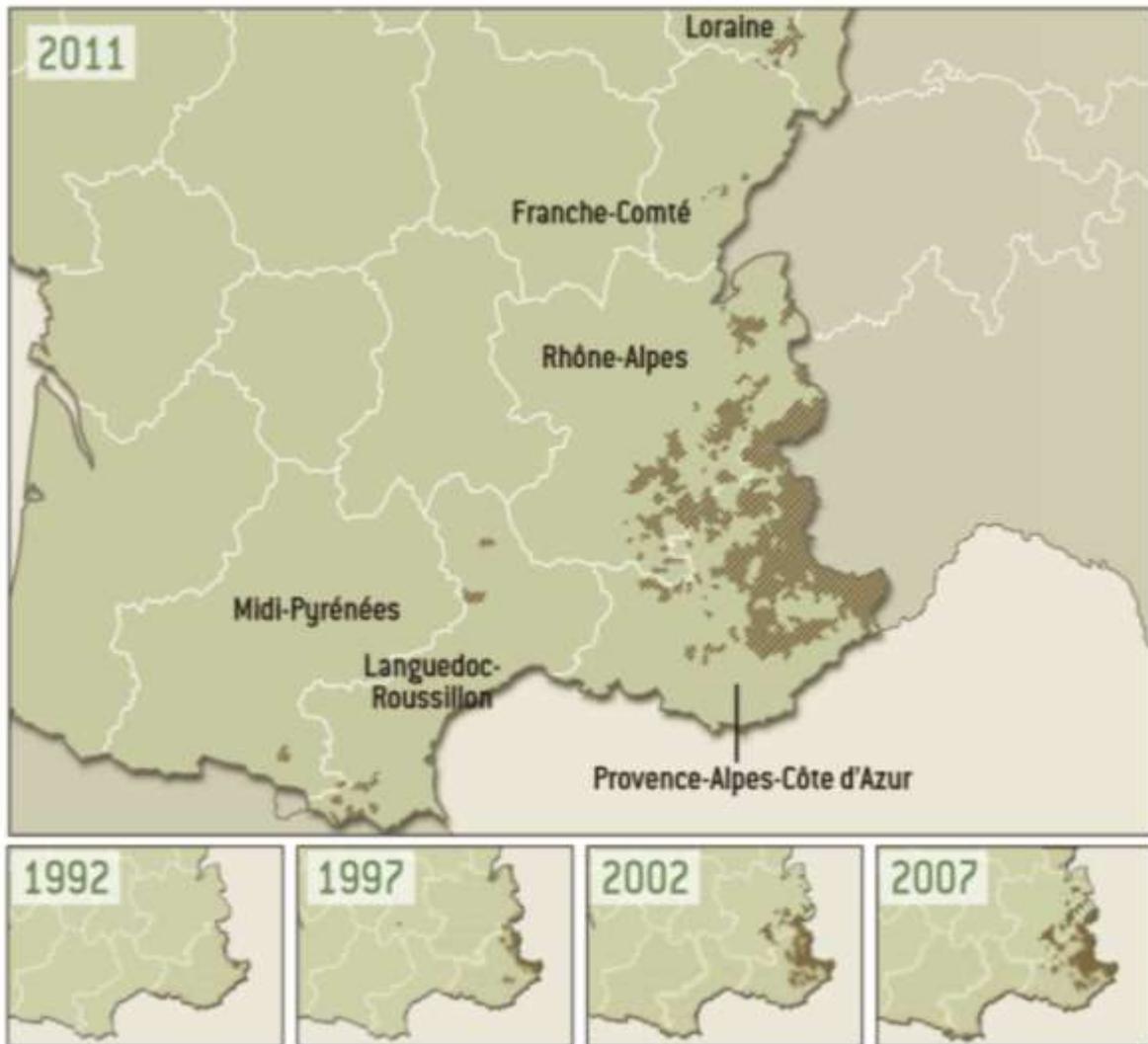


FIGURE 84 : CARTES DE LA RECOLONISATION DU LOUP EN FRANCE (ONCFS)

Une gestion anticipative plus performante devrait être mise en place par la recherche scientifique. Pour argumenter dans ce sens nous avons proposé une communication à un symposium sur le loup puis publié un chapitre d'ouvrage pour proposer une « méthode qui est le fruit d'une rencontre entre les enseignements d'une géographie des conflits sur le loup ayant débuté en 1998 (Benhammou, 2007 ; Andrieu *et al.*, 2014 B), un regard critique sur l'application dominante de l'écologie du paysage dans le domaine des études sur les déplacements animaux et d'une technique de modélisation des déplacements » Andrieu *et al.*, 2014 B.

Ma contribution à cet article est avant tout une remise en question des concepts classiques de l'écologie du paysage, selon moi inadaptés au loup. L'espace géographique a d'abord envisagé pour étudier la faune a en effet été réduit à la notion de niche écologique (Hutchinson, 1957), revenant à poser la question « *tel lieu est-il intéressant pour l'animal ?* », ainsi l'espace se réduit à une carte des écosystèmes où chaque espèce fréquente, plus ou moins densément, chaque écosystème. (Fuller 1982). Plus tard, dans les années 1980, la question du rôle de l'environnement dans le déplacement des animaux a été à l'origine de l'écologie du paysage (Gunnell, 2009). Cette approche est peu pertinente en ce qui concerne les grands déplacements des loups, en particulier des individus « disperseurs ».

Les grands déplacements des « disperseurs » se font, en effet, à grande vitesse et sur une très grande distance. De plus, le loup est une espèce généraliste (Fritts, 1994) ce qui impose une recherche d'autres facteurs. Pour ces raisons, l'espace perçu par le loup doit être paramétré en tenant compte de ses capacités visuelles, auditives et olfactives ; la prise en considération du relief n'étant donc pas une classique considération mais plutôt la recherche d'un paramétrage autour de la profondeur de champs visuelle (Griselin et Nageleisen, 2003) ce qui est un calcul désormais paramétré dans de nombreux logiciels de géomatique (Lee et Stucky, 1998). Ainsi, sans abandonner les descripteurs habituels nous avons proposé, de prendre particulièrement en compte la largeur de champs et la visibilité, la densité en proies et la présence d'une meute.

Enfin, pour réduire l'échelle de sorte à se placer à l'échelle des déplacements des loups, on passe de l'échelle intra-paysagère à l'échelle pluri-paysagère où les différents paysages seraient alors cartographiés en fonction des critères supposés déterminant dans le choix que peut effectuer le loup de sorte à produire une carte des paysages où chaque paysage sera plus ou moins attractif.

Dans un tel espace, le modèle FRED (figure 85) développé par mon collègue pourrait calculer les trajectoires optimales à condition de posséder des données sur les points de départ potentiels (meutes localisées avec jeunes loups susceptibles de quitter la meute) et les modalités de déplacements (vitesse, distances quotidiennes) (Decoupigny, 2000).

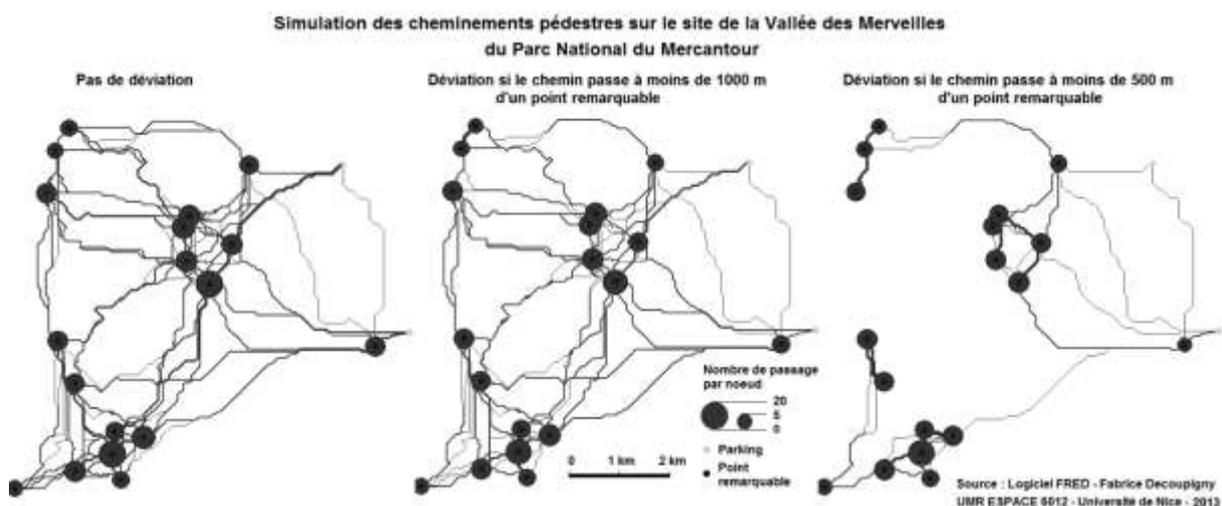


FIGURE 85 : ILLUSTRATION DU MODELE FRED APPLIQUE A DES RANDONNEURS DANS LA VALLEE DES MERVEILLES

L'estimation de la vulnérabilité d'une espèce face à une menace nécessite une approche d'analyse spatiale car il est nécessaire de posséder une bonne connaissance de la spatialité de la perturbation (passée ou potentielle) et de la population qu'elle va toucher. L'analyse spatiale offre également des outils de modélisation de la résilience, notamment par la modélisation de la recolonisation d'un espace perdu pour une espèce.

De façon plus générale, pour conclure ce septième chapitre, il est important que la naissante « géographie de la conservation » continue à se développer en définissant ces concepts clés comme j'ai essayé de le faire sur les enjeux et en développant et diffusant les méthodes d'analyse spatiale dont elle a besoin. En outre la géographe de la conservation des espèces doit se faire connaître de la biologie de la conservation et apporter aux études interdisciplinaires sur les espèces à enjeu tous les outils d'analyse spatiale que les biogéographes sont à même de maîtriser, développer, appliquer ou diffuser.

8. Géographie des aires protégées

Face à la dégradation de l'environnement, notamment l'érosion de la biodiversité, la protection de certaines portions de territoire est l'une des solutions à ce jour à disposition des décideurs (Héritier et Laslaz, 2008). Dès lors, les deux questions de fond du géographe sont : « où implanter une aire protégée ? » et « pourquoi ici plutôt qu'ailleurs ? ». Ici les question biologiques ou biogéographiques ne suffisent plus et une approche territoriale complète est à envisager. Nous débuterons cette discussion par une synthèse de la géographie des aires protégées **(8.1)** et, dans un deuxième temps, nous nous concentrerons sur la planification des aires protégées dans les territoires **(8.2)**.

8.1. Où sont les aires protégées

Il sera nécessaire, dans un premier temps pour un certain nombre de mes lecteurs que je fasse un rappel sur les aires protégées **(8.1.1)** avant de proposer une méthode d'analyse critique de la géographie des aires protégées **(8.1.2)** et un regard critique sur l'adaptation de cette forme de conservation **(8.1.3)**.

8.1.1. Niveaux de protection, niveaux de gestion

Comme la plupart des objets nombreux et variables, la science débute par les mettre en catégories ; c'est le cas pour les aires protégées comme pour le reste. Pour les aires protégées, il existe plusieurs typologies dont aucune pleinement satisfaisante (Depraz, 2014).

Tout d'abord, il est assez commun de classer les aires protégées par le niveau de l'entité territoriale qui les gèrent.

- Conventions internationales
- Parcs et réserves transfrontaliers
- Parcs et réserves nationaux
- Parcs et réserves régionaux
- Etc.

S'il est vrai que dans la plupart des cas les aires protégées sous tutelle de l'état sont plus grandes et plus strictement gérées que les aires protégées sous tutelles locales, ce n'est pas pour autant une classification particulièrement intéressante. Pour cette raison, l'UICN (ex Union Internationale pour la Conservation de la Nature, maintenant Union Mondiale pour la Nature) a établi une autre typologie basée sur les objectifs de gestion, qui fait assez régulièrement référence (Tableau 10).

TABLEAU 10 : CATEGORIES DES AIRES PROTEGEES EN NIVEAU DE GESTION SELON L'UICN, (WIKIPEDIA)

Catégorie UICN	Nom	Caractéristiques et objectifs de gestion
Ia	Réserve naturelle intégrale	Aire protégée gérée principalement à des fins scientifiques ou de protection des ressources sauvages
Ib	Zone de nature sauvage	Aire protégée gérée principalement à des fins de protection des ressources sauvages
II	Parc national	Aire protégée gérée principalement dans le but de protéger les écosystèmes et à des fins récréatives
III	Monument naturel	Aire protégée gérée principalement dans le but de préserver des éléments naturels spécifiques
IV	Aire de gestion des habitats ou des espèces	Aire protégée gérée principalement à des fins de conservation, avec intervention au niveau de la gestion

V	Paysage terrestre ou marin protégé	Aire protégée gérée principalement dans le but d'assurer la conservation de paysages terrestres ou marins et à des fins récréatives
VI	Aire Protégée de ressources naturelles gérée	Aire protégée gérée principalement à des fins d'utilisation durable des écosystèmes naturels
IV	Aire de gestion des habitats ou des espèces	Aire protégée gérée principalement à des fins de conservation, avec intervention au niveau de la gestion

Il convient ici de rappeler la différence entre gestion et protection, en effet, certains espaces nécessitent en effet une protection totale sans qu'une gestion ne présente d'intérêt particulier (réserves naturelles Intégrales, Therville *et al.*, 2015) ou d'une protection face à une menace en particulier mais sans qu'une gestion ne soit prévue (par exemple : une zone inconstructible). Certains espaces, en revanche, peuvent être gérés sans réelle protection, par exemple depuis la loi de 2006 portant sur les nouveaux statuts des Parcs Nationaux, la partie hors du cœur de parc des communes ayant adhéré à la charte du parc bénéficie d'une gestion c'est-à-dire que si une espèce ou un habitat nécessite l'intervention d'agents du parc pour sa conservation cela sera possible bien qu'en terme de réglementation il n'y ait pas de protection légale de l'environnement de ce territoire, mis à part celles générales du territoire national.

Enfin, il est important de distinguer deux types de relations au territoire : des projets décidés à des niveaux supérieurs (Etat) et imposés au territoire local : Top – Down, en opposition à des projets décidés localement et soumis ensuite à validation de l'état : Bottom – Up, (Depraz, 2014). Les parcs nationaux français et les forêts classées africaines, pour prendre des exemples sur lesquelles j'effectue des recherches appliquées, sont des projets imposés par l'Etat, généralement en ignorant les avis des populations déjà en place et souvent créant du ressentiment lors de la création. Les Parcs naturels régionaux, les associations régionales de foresterie communautaires gambiennes ou les projets de candidature à certains statuts comme la Liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité de l'UNESCO sont, en revanche, des exemples de projets Bottom – Up fédérant un certain nombre d'acteurs autour d'un projet commun, ce qui ne veut pas dire qu'il y a un parfait consensus au sein du territoire. Si, avant les années 1990, le schéma dominant était l'imposition Top – Down d'aires protégées, il a, depuis, été remplacé par une approche, sinon Bottom – Up, du moins participative. Par exemple, nous pouvons citer le principe de mise en place des Parcs Naturels Régionaux. Les Parcs Naturels Régionaux sont des statuts remarquables à mon avis, et dont le nom est particulièrement inadapté, ne s'agissant ni de parcs, ni de territoires à vocation naturelle dominante. Les Parcs Naturels Régionaux sont en réalité des projets de territoire ruraux qui décident localement d'une politique commune et d'un ensemble d'objectifs collectifs auxquelles les communes sont libres d'adhérer.

Un intermédiaire intéressant, en France, est la charte de Parc National, à la suite de la nouvelle loi sur les parcs nationaux. En effet autour du cœur de Parc, ancienne zone centrale dont ni la délimitation ni les missions n'ont changé, les communes ont, avec le parc et les associations eu un temps de discussion, négociation pour trouver les termes consensuels d'un projet de territoire « la charte ». Une fois la discussion achevée, les parcs ont rédigé la charte, l'ont soumise à validation par l'Etat et ont laissé aux communes le choix de voter, ou non l'adhésion à cette charte. Cette adhésion, qui ne remet pas en question l'appartenance au cœur de parc des parties de communes qui n'ont pas adhéré, crée une zone dite d'adhésion, parfois ample comme tout le territoire de la commune, parfois nulle, le cœur de parc étant en contact avec une zone non protégée et non gérée.

Cela m'amène à la dernière distinction géographique entre les différents types d'aires protégées : la forme. Certains se présentent comme une zone simple continue, d'autre comme un ensemble de zones disjointes, « en série ». Certaines aires protégées présentent un zonage à un seul statut (protégé

/ non protégé) et d'autres possèdent différentes zones. Le plus souvent il s'agit de deux niveaux (zone cœur/ Zone tampon) parfois un zonage plus complexe peut être en place comme les réserves de biosphères par exemple avec 3 zones (zone centrale / zone tampon / zone de transition).

8.1.2. Méthodes pour une analyse critique de la géographie des aires protégées

Une fois ces quelques typologies mises en place, le géographe peut analyser la répartition des aires protégées (de différents types) au sein d'un territoire. Comment faire ? Les outils génériques de l'analyse spatiales sont ici particulièrement adaptés :

Par les manipulations les plus élémentaires de l'analyse spatiale, il est possible de dénombrer les aires protégées, de calculer les distances entre elles, de calculer la portion d'un territoire bénéficiant d'un statut, les cumuls de statuts (figure 86).

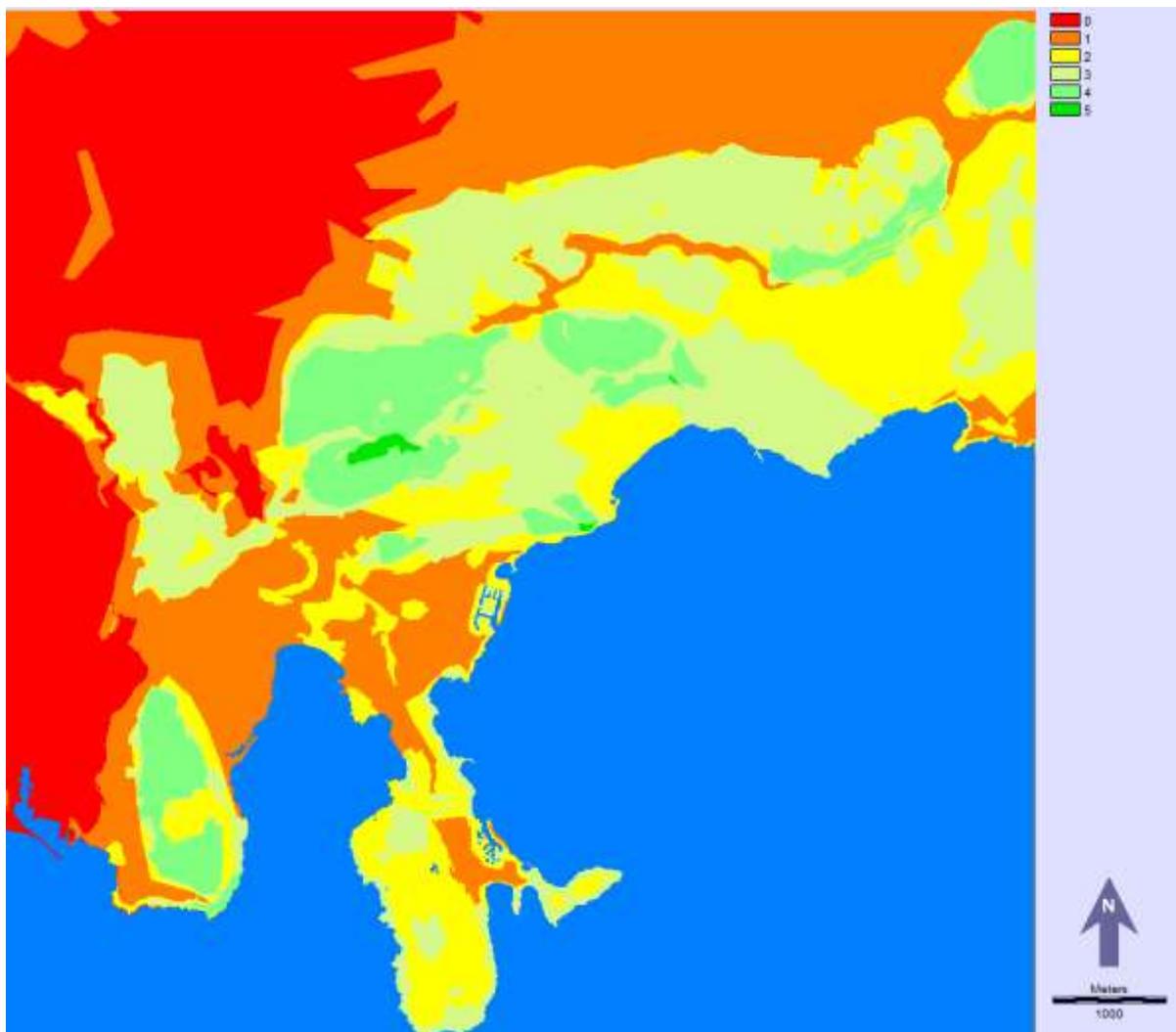


FIGURE 86 : CARTE DU CUMUL DES STATUTS D'ESPACE PROTEGE DANS LES CORNICHERS DE LA RIVIERA

Les outils de la morphologie mathématique ou ceux précisément programmés en écologie du paysage peuvent permettre de calculer des indices dont sans exhaustivité :

- Granulométrie,

- Granulométrie de core area (partie centrale non affectée des effets de lisière),
- Indices de complexités des formes,
- Distance moyenne entre les aires protégées,
- Calculer le squelette du réseau.

Dans le cadre du dossier de candidature à la Liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité de l'UNESCO « Les Alpes de la Méditerranée », Il a été nécessaire de monter un réseau d'aires protégées contiguës pour assurer, selon les critères de l'UICN, la conservation de l'ensemble des processus générateurs de biodiversité dans ce contexte géologique et climatique particulier.

LES GRANDES ENTITES DE PROTECTION

Alpes de la Méditerranée / Alpi del Mediterraneo

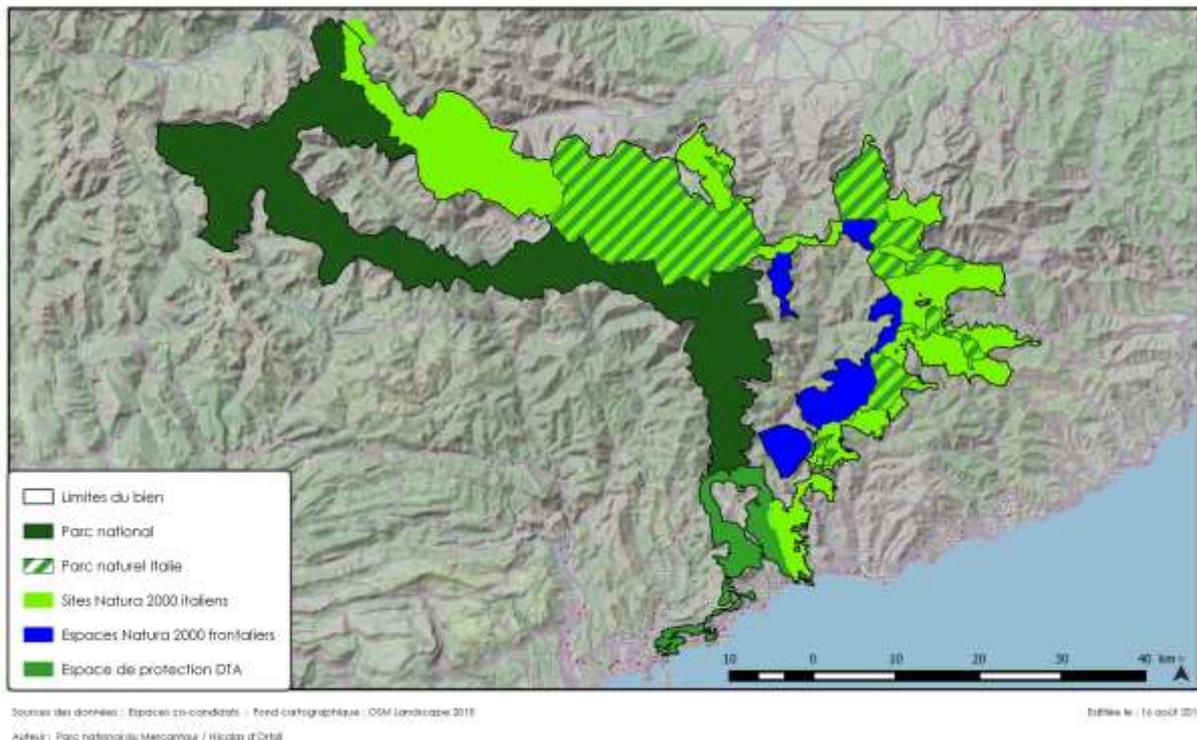


FIGURE 87 : RESEAU D'AIRES PROTEGEES DU PROJET « LES ALPES DE LA MEDITERRANEE EN AOUT 2015

La figure 87 illustre la forme globale de l'agrégation des aires protégées de tous niveaux confondus, on y voit, d'une part, que les aires protégées forment une zone quasi continue mais pas strictement continue. On y voit d'autre part que de nombreux secteurs sont de fait des corridors très fins, probablement trop fin pour assurer les déplacements des espèces les plus vulnérables et les plus sensibles aux perturbations des milieux. La figure 88 illustre que le niveau de gestion avec la correspondance des niveaux UICN (Tableau 10) est très variable dans l'espace. Or, l'UICN n'accepte (sauf exception) pour une candidature à la Liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité de l'UNESCO que les niveaux 3 ou supérieurs, une zone de taille moyenne et des zones disjointes étaient ainsi seules éligibles, *a priori*.

La configuration minimale acceptable selon les critères IUCN, c'est-à-dire un réseau plus dense, sans corridors étroits, plus large dans les parties littorales et d'un niveau III pour l'ensemble du réseau a été considéré irréaliste selon les élus locaux. Après plusieurs années de construction d'un dossier sur

cette base avec un extraordinaire appui des élus locaux, ce point de rupture entre l'exigence de l'UICN et la capacité du territoire d'y répondre illustre surtout une incapacité de la politique locale, du ministère et de l'UICN à trouver un compromis permettant de mieux protéger ce territoire. Or, cela aurait offert au territoire les conditions pour candidater à la Liste du Patrimoine Mondial de l'Humanité de l'UNESCO. Le dossier a depuis évolué en une candidature sur critère géologique avec un bien en série autour de 8 secteurs d'intérêt géologiques déjà bien conservés.

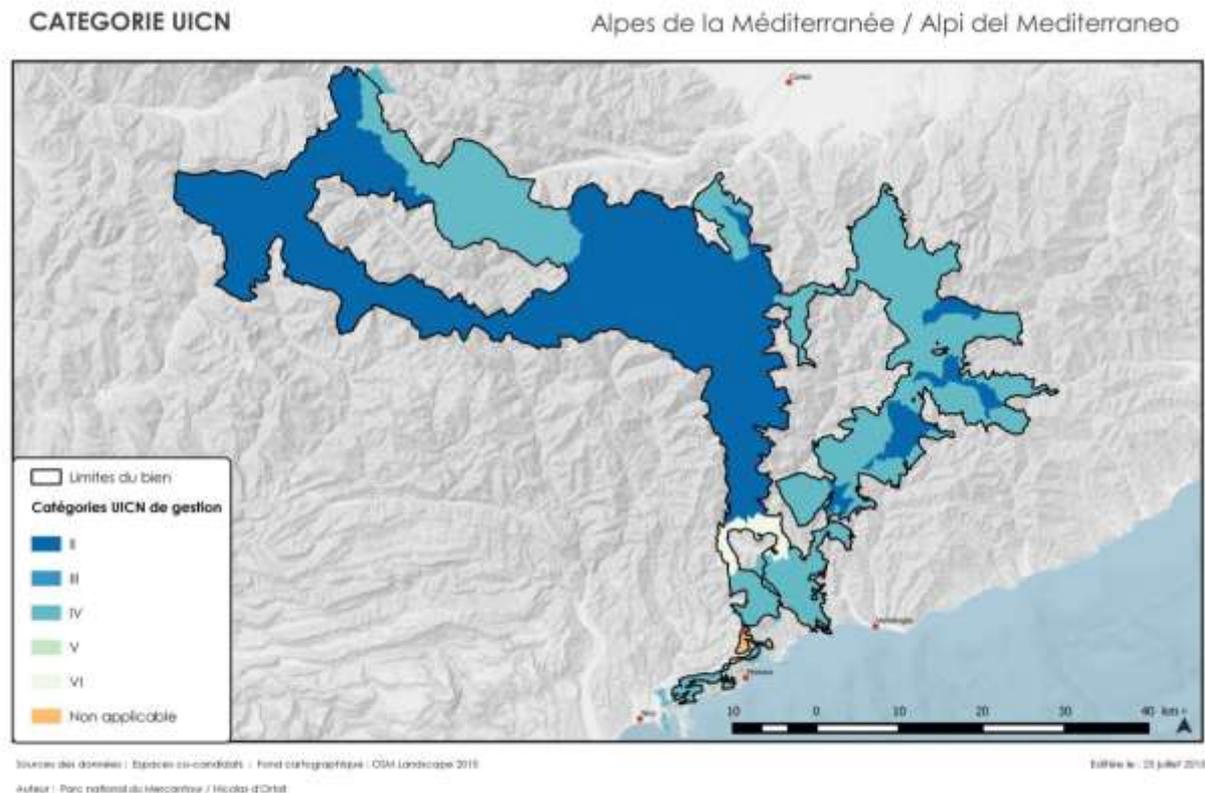


FIGURE 88 : CATEGORIES UICN DU RESEAU D'AIRES PROTEGEES DU PROJET LES ALPES DE LA MEDITERRANEE EN AOUT 2015

8.1.3. Regard critique sur l'adaptation aux enjeux

Pour conclure sur la géographie des aires protégées, il faut rappeler que l'aire protégée n'est pas un objet spatial sans contenu ni sans interaction avec l'intérieur. Plus important encore, il ne faut pas considérer les aires protégées *a priori* comme des lieux de parfaite conservation où tout devient stable (Rodary 2008). Ainsi, je terminerai sur un examen des cinématiques de la végétation et de l'occupation du sol des terrains que j'ai étudié en Afrique de l'ouest croisé avec la localisation des aires protégées. Dans un premier temps nous étudierons des échecs de la conservation. Dans un deuxième temps, c'est un regard plus optimiste sur les réussites sous forme de zones de maintien de la couverture végétale. Enfin, nous parlerons de zones de progression et densification comme exemples de bonne gestion et de bonne protection.

Parcs et forêts classées, contre la déforestation en Afrique de l'Ouest : Echecs

Nous pouvons prendre pour premier exemple l'impact de la crise militaire Ivoirienne sur la conservation de la forêt classée du Haut Sassandra. En effet, 49 % de la couverture forestière (figure 89 ; tableau 11) a disparu ainsi que 40 % des espèces végétales. Le processus a été le suivant, dès le début des conflits, la départ des agents de surveillance de la forêt a facilité les incursions dans la forêt

classée de groupes de migrants du Burkina-Faso dont il est probable qu'ils aient été organisés en réseau et incités à venir précisément en cette forêt considéré comme un objectif territorial de front pionnier. A l'échelle de la Forêt classée du Haut Sassandra et à ce pas de temps, le niveau de conservation est sûrement trop bas pour justifier du maintien d'un statut d'aire protégée. Cependant, nous avons pu démontrer que la forêt possédait, en 2013, encore plus de la moitié de sa superficie de 2002. En outre, elle possède une grande capacité de reconstruction puisque les jachères observées dans les parcelles de cacao abandonnée ont montré une capacité de régénération forestière importante.

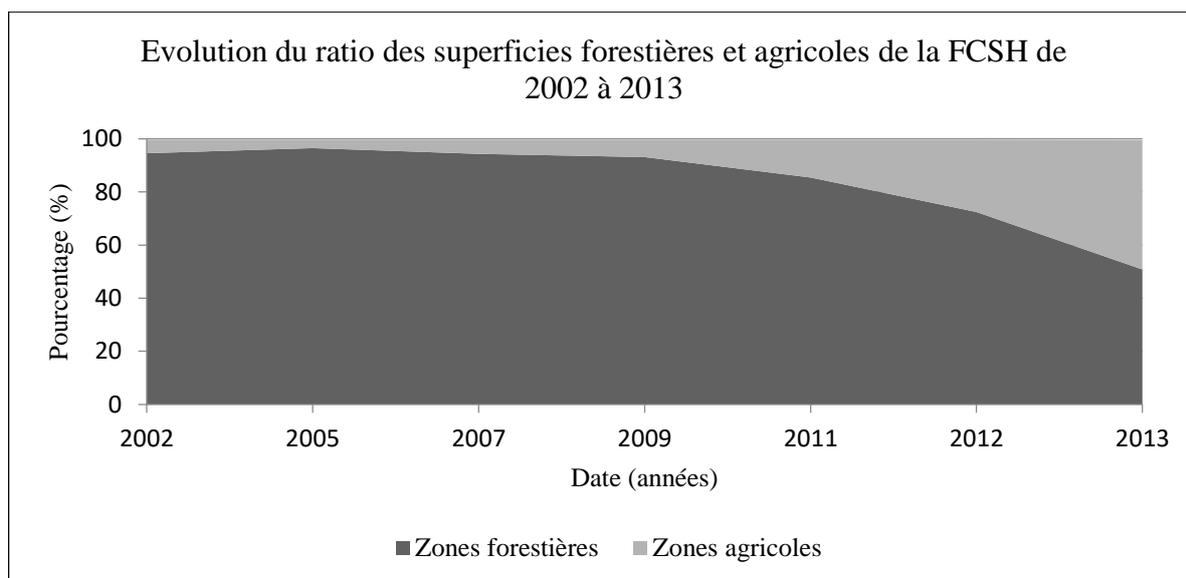


FIGURE 89 : DYNAMIQUES PAYSAGERES DANS LA FCHS PENDANT LA PERIODE DE CRISES POLITICO-MILITAIRES (VIGNAL, 2016)

TABEAU 11 : MATRICE DE TRANSITION DE L'OCCUPATION DU SOL ENTRE 2002 ET 2013 (SANGNE, 2016)

		2002				
		Eau	Sol nu	Forêt	Agriculture	Total
2013	Eau	0,1	0	0	0	0,1
	Sol nu	0	0,3	0	0	0,3
	Forêt	0	0	49,3	1,5	50,8
	Agriculture	0	0	45,3	3,5	48,7
	Total	0,1	0,3	94,6	5	100

Parcs et forêts classées, contre la déforestation en Afrique de l'Ouest : stabilité

De la même façon que la Forêt classée du Haut Sassandra, jusqu'en 2002, avait résisté en grande partie à la pression que la culture du cacao mettait sur tous les espaces non cultivés, les espaces protégés d'Afrique de l'Ouest peuvent être des réussites assurant la stabilité de la couverture forestière. La figure 90 montre la cinématique de la couverture végétale dans le Bas-Saloum continental qui ces dernières décennies fût l'un des principaux front pionniers aux marges du Bassin Arachidier Sénégalais. Or, sur la carte nous pouvons voir que de 1999 à 2015, les forêts classées de Sokone (1), Patako (3 et 4), Baria (5) et Saboya (6) se sont maintenues dans leurs intégrité, du moins en termes d'occupation du sol. Elles se remarquent sur la carte par des polygones gris moyen aux limites rectilignes très nettes,

démontrant que les limites administratives sont les limites de la protection, que celles-ci sont donc bien connues et bien respectées.

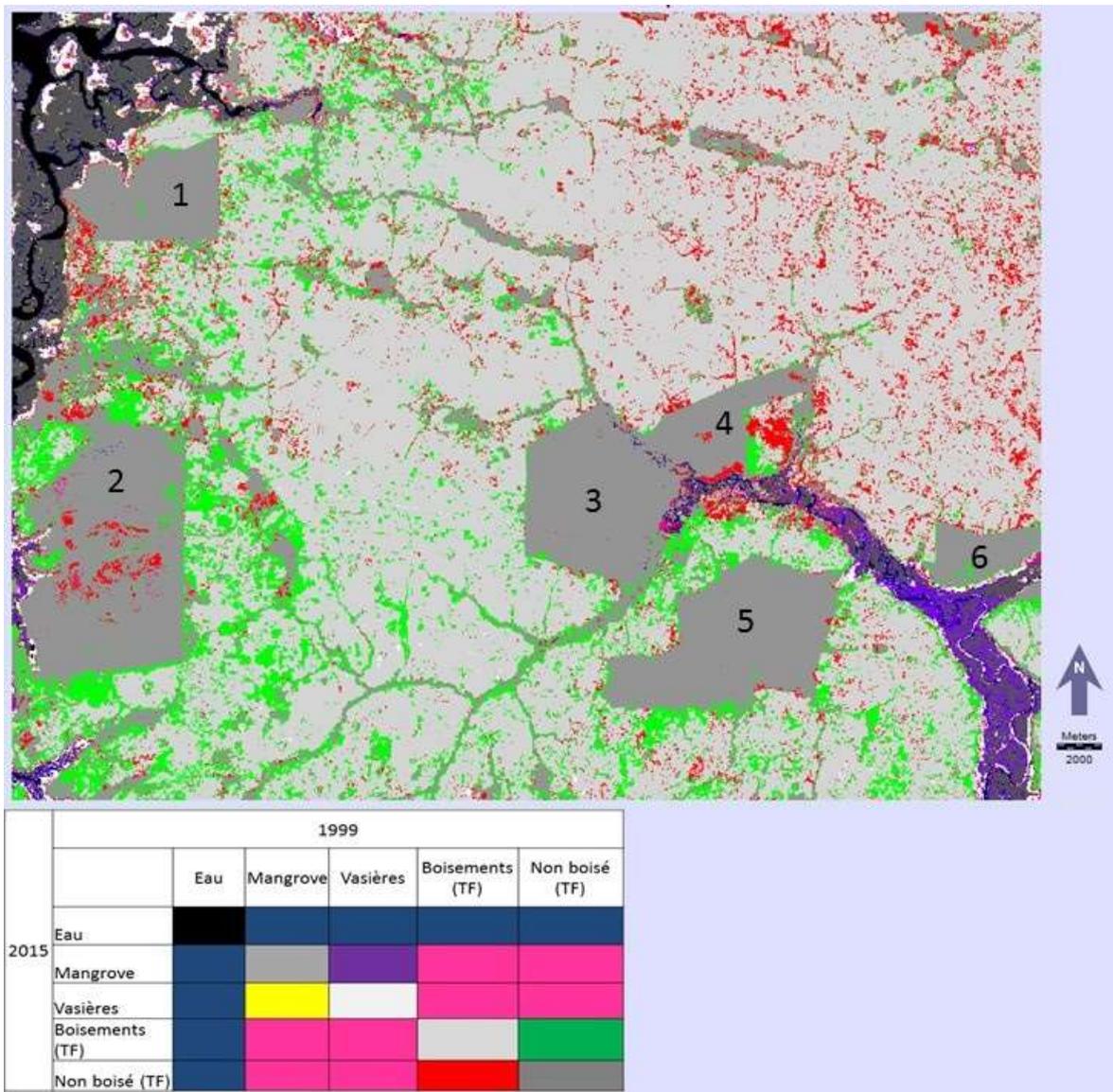


FIGURE 90 : CARTE DE LA CINEMATIQUE DE LA COUVERTURE VEGETALE DANS LE BAS SALOUM ENTRE 1999 ET 2015 FORETS CLASSEES DE SOKONE (1) FATHALA (2), PATAKO (3 ET 4), BARIA (5) ET SABOYA (6)

Parcs et forêts classées, contre la déforestation en Afrique de l’Ouest : progression et densification

Prenons un troisième exemple, cette fois, de réussite sous forme d’une reprise et un renforcement des moyens alloués à la protection. Au Bénin, la forêt classée de la Lama a été choisie comme zone test permettant une comparaison des trajectoires de la forêt classée du Haut Sassandra qui s’est trouvée pendant 10 ans en situation de conflits alors que le Bénin, donc la forêt classée de la Lama est restée stable politiquement. Les figures 91 et 92 montrent une densification remarquable du couvert végétal entre 2000 et 2015.

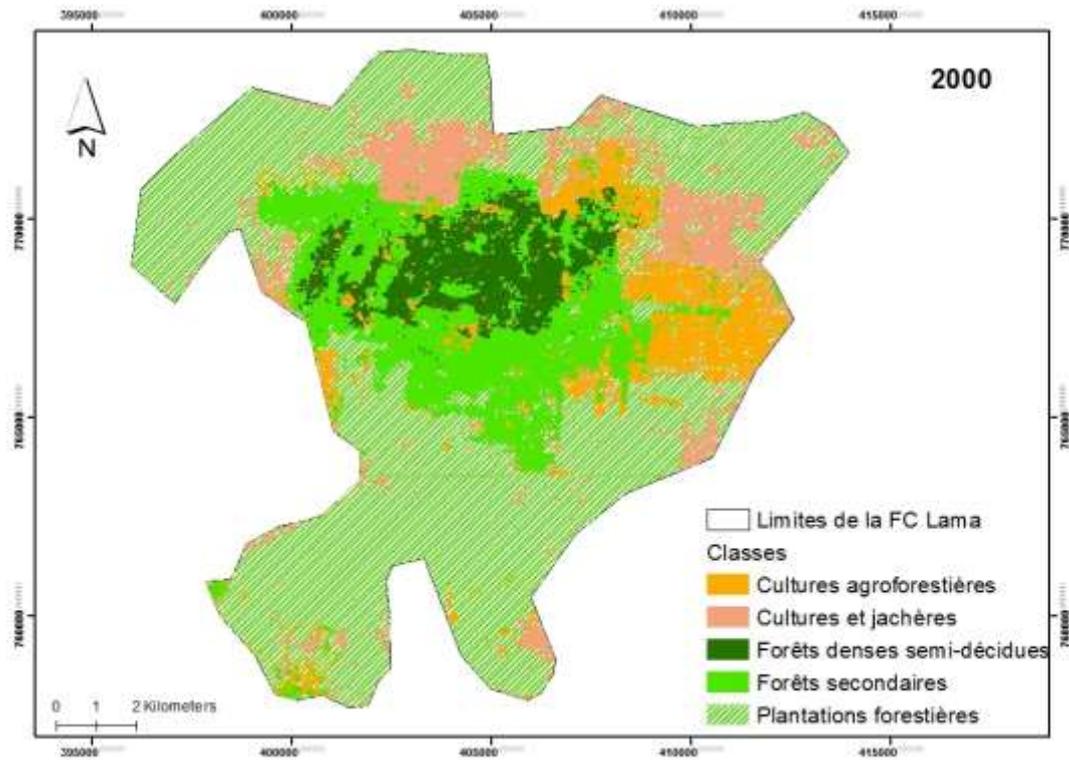


FIGURE 91 : CARTE DE LA COUVERTURE VEGETALE EN 2000 DANS LA FORET CLASSEE DE LA LAMA (TOYI, 2015)

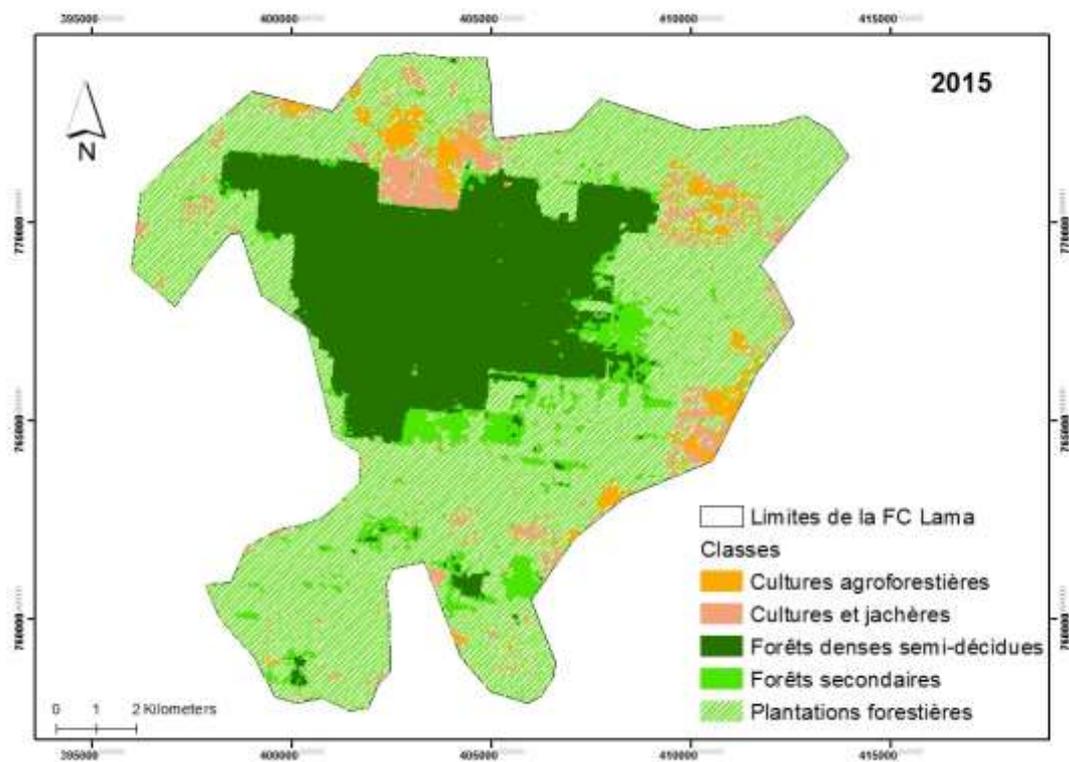


FIGURE 92 : CARTE DE LA COUVERTURE VEGETALE EN 2015 DANS LA FORET CLASSEE DE LA LAMA (TOYI, 2015)

L'analyse spatiale des espaces protégés peut donc se faire à deux approches. D'une part en examinant avec les outils de l'analyse spatiale la répartition des aires protégées et leur insertion dans le territoire où elles doivent rendre les services écosystémiques qui les justifient. D'autre part, avec les outils développés dans les deux parties précédentes, on peut analyser les caractéristiques, et les dynamiques biogéographiques au sein des aires protégées pour, par exemple, juger de leur efficacité.

8.2. Planification des aires protégées dans les territoires : outils diagnostic

Les aires protégées sont, par définition, des objets relativement durables, créés pour le long terme et rarement modifiés. Cependant, la géographie des aires protégées n'est pas, pour autant, totalement figée, principalement par l'augmentation du nombre d'aires protégées mais aussi par leurs modifications et parfois suppressions. Or, chaque fois qu'un changement est envisagé, les enjeux biologiques : le patrimoine et son niveau de vulnérabilité ne sont plus seuls en jeu et les autres composantes du territoire sont concernées et souvent très actives pour ou contre le changement question, qu'il s'agisse de création d'un nouvel espace protégé, de la modification d'une aire protégée existante ou de la suppression d'une protection. Pour répondre à ces questions une approche diagnostique sera présentée (8.2.1), avant de se concentrer sur les méthodes d'évaluation du niveau de conservation (8.2.2).

8.2.1. Une approche diagnostique multicritères

Si un avis est à émettre sur le scénario de création d'une nouvelle aire protégée, il faut savoir mener les analyses nécessaires pour répondre à la question de la balance entre :

- Les enjeux économiques classiques du territoire s'il n'est pas protégé, et du niveau de service écosystémique qui correspond à cette exploitation du territoire non réglementée par un statut d'aire protégée. En d'autres termes : quels sont les enjeux économiques de la région et quelle part de l'économie serait limitée par les règles de l'aire protégée ?
- Les enjeux de conservation, le niveau des services écosystémiques qui correspond à une protection de la nature et l'économie liée au tourisme de nature et autres produits labellisés « parc » etc. Quelles seraient les retombées économiques positives associées à la création d'une aire protégée et à son exploitation optimale en termes de marketing territorial et de labellisation ?

Je ne suis pas compétent en économie pour une approche quantitative rigoureuse des deux premières questions. En revanche, mes deux derniers grands programmes sur l'Afrique de l'Ouest, l'ANR ECLIS et D2PCPCI comportaient des économistes avec lesquels j'ai appris à travailler. Les autres questions vont être détaillées ci-dessous.

- Quels sont les enjeux de conservation de la région ?
 - o Quelles espèces à enjeu
 - o Quels habitats à enjeu
 - o Quel est le niveau de conservation
 - o Quelles sont les risques et menaces
 - o Quelle est la vulnérabilité face aux menaces
 - o Quelle est l'ampleur de la protection réelle attendue en cas de création de l'aire protégée

Répondre à ces questions et réaliser le bilan global des objectifs du territoire et des enjeux économiques et patrimoniaux des deux scénarios, avec ou sans la protection, mérite généralement un examen à deux échelles.

Le programme D2PCPCI, n'est pas à proprement parler un programme de recherche action cependant, nous avons dès le début effectué les recherches dans l'objectif d'apporter des réponses aux questions que le territoire du Haut-Sassandra pose à ses gestionnaires.

La question de fond est la question de chaque aire protégée : les enjeux de conservation, incluant l'état de conservation actuel, sont-ils supérieurs ou inférieurs aux enjeux d'une exploitation économique « classique » du territoire ? La grille de lecture développée ci-dessus a été appliquée.

Les espèces à enjeu sont nombreuses. Après les conflits en 2015, la Forêt classée du Haut Sassandra présente 626 espèces réparties en 410 genres et 104 familles. La liste floristique présente également cinq espèces endémiques à la Côte d'Ivoire et 45 espèces endémiques à l'Afrique de l'Ouest. Selon la liste rouge de l'UICN (2015), la flore de la forêt classée du Haut Sassandra post-conflit contient 16 espèces rares ou en voie de disparition parmi lesquelles, *Milicia excelsa*, *Hugonia rufipilis* et *Diospyros vignei*. La forêt classée du Haut Sassandra présente 26 espèces vulnérables dont *Guibourtia ehie*. Examiné à l'échelle locale, le niveau de conservation est très faible puisque la couverture forestière est passée de 97% à 48% en une quinzaine d'années. Examiné à l'échelle de la forêt classée du Haut Sassandra et à ce pas de temps, le niveau de conservation est trop bas pour justifier du maintien d'un statut d'aire protégée. Cependant, nous avons pu démontrer (Barima *et al*, 2016) que la forêt possède encore une grande capacité de reconstruction. Les jachères observées à peine une parcelle de cacao est abandonnée ont montré une capacité de régénération forestière importante.

A l'échelle de la Forêt classée du Haut Sassandra et des villages qui l'entourent, la plus-value économique de 42 000 ha de surfaces cultivées supplémentaires a été conséquente ; comme le seraient les 54 000 ha encore en forêt. Cependant, il s'agit de relativiser une telle affirmation en regardant les superficies cultivées de la Côte d'Ivoire (20,6 millions d'hectares selon FAO, 2016), ce qui quantifie la contribution de la Forêt classée du Haut Sassandra déjà défrichée en 2013 à 0,2 % des superficies agricoles nationales. En outre, selon l'enquête, les revenus générés par ces exploitations suivent des logiques d'investissement qui se concentrent en majeure partie au Burkina Faso. Ces revenus participent donc peu à un développement économique local de la région du Haut Sassandra. En revanche, les 96 000 ha classés constituent près de 3 % des forêts classées du pays et les 54 000 en forêt en 2013 constituent également 3 % des Forêts Classées « répondant à des caractéristiques de forêt » selon le Centre d'Echange d'informations sur la Diversité Biologique. Au regard de ces chiffres simples (tableau 12), l'enjeu forestier serait quinze fois supérieur à l'enjeu agricole. Le déclassement de la FCHS en vue d'une extension des surfaces agricoles n'apparaît pas pertinent. En revanche, un effort de protection semble justifié.

TABLEAU 12 : SUPERFICIES AGRICOLES ET FORESTIERES DE LA FCHS RAPPORTEES AUX SUPERFICIES NATIONALES (SOURCES, FAO, CBD)

	Superficie cultivée (2013)	Forêts Classées	Forêts Classées répondant à des caractéristiques de forêt
FCHS (ha)	42 000	96 000	54 000
CI (ha)	20 600 000	3 400 000	1 650 000
Part de la FCHS (%)	0,2	2,8	3

Enfin, tout en étant convaincu de l'importance indiscutable, tant de la lutte contre l'érosion de la biodiversité que de la réduction de l'insécurité alimentaire, il me semble, qu'en ce qui concerne la Côte d'Ivoire, surtout peu après un long conflit, et surtout dans les régions centrales de la Côte d'Ivoire où se ressentent plus qu'ailleurs que deux visions du pays s'opposent une méridionale et une septentrionale, l'enjeu est la paix. Pour cette raison le scénario de déclassement comme celui de renforcement de la vocation forestière doivent prendre en compte le risque de déclenchement d'un conflit local.

- Le statu quo et le laisser faire de la Forêt classée du Haut Sassandra équivaldrait à prendre acte de la légalité de l'implantation des agriculteurs durant la décennie de conflits. La modélisation semble montrer qu'en un très petit nombre d'années la quasi-totalité de la Forêt classée du Haut Sassandra sera agricole et exploitée par des migrants. Cela génèrerait de la part des villageois alentours, expropriés de ces terres par l'état colonial et ayant respecté le classement, un fort ressentiment et une juste requête de droit d'exploitation de cet espace.
- Le déclassement officiel consisterait également à prendre acte de la légalité de l'implantation mais cela permettrait, au moins, un partage des terres entre « Ivoiriens » et « Migrants ». Un tel exercice, peu après le conflit, serait très risqué mais a une plus grande chance de parvenir à faire accepter à deux population une nouvelle situation en accordant des terres à tous.
- La réaffirmation de la vocation forestière nécessiterait une expulsion massive, la destruction des plants de cacao (incendies) et la mise en place d'un niveau de protection bien supérieur à celui actuel. En effet, la modélisation a montré que le doublement du nombre d'agents ne sert à rien dans le fonctionnement actuel des forces de surveillance et surtout dans le jeu d'acteurs actuels (Vignal, 2016). Ici, il est facile d'affirmer que si l'on trouvait des conditions de réinstallations correctes des populations infiltrées dans la forêt, cette solution serait la meilleure au niveau macro régional. Cependant de telles conditions correctes de réinstallations sont-elles possibles dans un tel contexte de pression foncière et de quasi impossibilité d'accès à la terre pour des immigrés ?

8.2.2. Méthodes d'évaluation du niveau de conservation

Pour savoir si un territoire nécessite la création d'une aire protégée, en plus de la définition des enjeux, il faut définir le niveau de conservation des espèces et des habitats. Ici, l'approche classique est celle d'une vision basée sur la naturalité. Dans cette approche, le niveau de conservation correspond à l'éloignement biologique au climax, ce qui revient à définir un lieu par le stade d'une série de végétation dont les stades les plus proches du climax présentent des valeurs positives supérieures aux stades éloignés du climax. Cette approche mérite, selon moi une remise en question.

Je suis tenant de l'idée selon laquelle la conservation de la biodiversité, aujourd'hui, est un projet de société et que la mise en protection est un choix sociétal, pas une évidence biologique qui s'offre aux scientifiques et aux gestionnaires. Dès lors, je considère que le choix de ce que l'on veut conserver est sociétal également. Pour cette raison, celui-ci doit être annoncé, assumé, débattu et analysé en tant que tel avec une grille de lecture adapté à ce choix. Le parc national des Cévennes peut offrir un bon exemple de mon affirmation. Le parc national des Cévennes, entre son statut de parc National et son inscription sur la liste du patrimoine mondial de l'humanité assume pleinement le choix d'un milieu et d'un paysage pastoral. Avec une lecture climacique des enjeux de conservation, les Cévennes sont considérées comme un milieu dégradé puisque différent des forêts qui devraient le couvrir. Les espèces à enjeu en seraient les espèces forestières et les milieux à enjeu ne seraient pas des milieux construits par l'activité pastorale et maintenu (dans la mesure du possible) stable par une activité pastorale stable. Or, les Cévennes, se battent pour garder à la fois le statut de Parc National et les activités permanentes qui ont lieu en cœur de parc ainsi que les habitations permanentes en cœur de parc. Ceci produit, de la part de l'UICN, un classement en niveau IV alors que les autres parcs nationaux français sont en niveau II. Pour renforcer et conforter cette position du territoire, les Cévennes ont

également demandé, et obtenu, le classement sur la Liste du Patrimoine mondial comme bien mixte avec les milieux résultant de l'activité pastorale au centre de la Valeur Universelle Exceptionnelle.

Ainsi, pour revenir aux méthodes d'évaluation du niveau de conservation, il me semble nécessaire de débiter par trouver les objectifs de conservation. Une fois ceux-ci clairement énoncés, l'évaluation du niveau de conservation est une grille d'analyse quantitative de l'éloignement entre cet objectif et la réalité du territoire.

Pour cette raison, le programme D2PCPCI a qualifié et quantifié, pour la Forêt classée du Haut Sassandra les espèces et en leur sein celles à enjeu, quantifié la couverture forestière restante, quantifié et qualifié la structure spatiale paysagère de celle-ci pour en connaître le niveau de fragmentation, estimé la capacité de régénération forestière en cas de retour à une vocation forestière.

En conclusion sur le niveau de conservation, je pense qu'il faut réaliser un diagnostic multicritère avec des critères dans des sous domaines les plus éloignés les uns des autres dans la biologie de la conservation (paysage, espèces, milieux). De plus, pour chacun d'entre eux, une analyse qualitative du phénomène est supérieure à une approche quantitative stricte en indicateurs. En effet, si les enjeux de conservation ont été définis pas enquête, ils sont probablement qualitatifs et complexes, pour savoir si le milieu est proche ou loin de ces objectifs, une qualification est la plus adaptée.

En conclusion, l'outil diagnostique en vue de la planification d'une aire protégée, il est utile de rappeler que le bilan des arguments pro et contre, même réalisé avec la plus grande objectivité gagne à être associé à un outil de visualisation dynamique, cartographique ou paysager qui permette les échanges et discussions auprès de populations locales car c'est avant tout le compromis et la convergence d'opinions qu'il faut obtenir, pas le classement coûte que coûte ou le déclassement coûte que coûte.

Pour conclure ce huitième chapitre, il convient de rappeler que la biogéographie des aires protégées bénéficie, comme celles de la végétation et du milieu d'une importante plus-value liée à l'utilisation de l'analyse spatiale. D'une part, parce que les aires protégées sont des objets géographiques territoriaux à part entière avec leurs localisations, formes, distances. D'autre part parce que celles-ci s'inscrivent dans des territoires avec toute la complexité des systèmes qu'ils constituent. Ici c'est un pont encore trop peu souvent pris avec l'aménagement du territoire.

9. Pratiquer et diriger les recherches en analyse spatiale de la végétation terrestre

Pour commencer ce dernier chapitre, il est nécessaire de dire que je souhaite poursuivre, globalement, la dynamique de mes recherches actuelles. Je souhaite maintenir, par exemple, la dichotomie entre mes deux terrains, si différents l'un de l'autre : les Alpes du Sud et l'Afrique de l'Ouest. De la même façon, je ne souhaite évidemment en aucune mesure m'éloigner de la phytogéographie, ni arrêter d'y développer des méthodes issues de l'analyse spatiale issues, avant tout du traitement d'images, télédétection et autres. Cela ne veut pas dire que je m'ouvrirai pas à la première opportunité à d'autres terrains ou ponctuellement que je ne suivrai pas mon équipe dans des questions où le végétal est minime parce que je crois que c'est comme cela que l'on doit se comporter en équipe. Mais dans l'ensemble mon projet reste le développement méthodologique en analyse spatiale de la végétation terrestre à fins de lutte contre l'érosion de la biodiversité. En revanche, la balance est ici légèrement modifiée entre thématique et méthodologie. Je n'ai certainement pas l'intention de ralentir mes activités de recherche strictement méthodologique mais j'aimerais tout de même concentrer mes recherches sur deux grandes thématiques. Ainsi, dans l'hypothèse d'une habilitation, je conçois aujourd'hui mon projet de recherche sur trois axes : L'étude de l'impact du changement climatique sur les aires de répartition dans les montagnes méditerranéennes (9.1), la dynamique des milieux et des paysages de l'Afrique de l'Ouest pour comprendre, et diffuser les facteurs de réussites de la conservation (9.2) et le développement strictement méthodologique de l'analyse spatiale de la végétation terrestre (9.3)

9.1. Changement climatique et aires de répartition dans les montagnes méditerranéennes

Aujourd'hui, les chercheurs qui travaillent sur cette question sont nombreux. Les publications qui en résultent d'autant plus. Il faut donc se placer dans une « niche écologique » de la problématique. De plus, la recherche, sous forme de projet de carrière est constituée d'un équilibre parfois difficile à trouver entre le projet de long terme et les activités de court et moyen terme. En ce qui concerne le court et moyen terme, alors que j'écris ces lignes, j'ai déjà au programme : ce que je vais réaliser en tant que co-encadrant d'un doctorat sur ce sujet, ce que l'équipe devra faire si les projets sur ce thème sont acceptés et financés, etc. Ainsi, sur le long terme, je souhaite premièrement investir le terrain qui, sur cette question, est complexe car les dynamiques sont décennales à centennales et les projets de recherches d'un an à 5 ans. J'aimerais d'une part investir quelques programmes de suivi à long terme (ORCHAMP, GLORIA) et d'autre part, essayer de déceler sur le terrain « présenté » des preuves de l'action avérée du changement climatique (9.1.1). Deuxièmement, je pense qu'il sera important de procéder à une meilleure intégration des perturbations dans les modèles de prédiction de l'impact du changement climatique sur les aires de distribution, à commencer par les feux (9.1.2). Enfin, j'aimerais, à long terme, faire converger les recherches sur les aires de distribution et celle sur la géographie des aires protégées pour que la recherche appliquée au réseau d'aires protégées serve à une meilleure construction des réseaux face à un tel enjeu (9.1.3).

9.1.1. Chercher, sur le terrain les preuves de l'action avérée du changement climatique sur les aires de distribution

Dans la lignée des pages écrites ci-dessus, je maintiens que, selon moi, tout emploi de modèle géoprospectif nécessite une prudence majeure faute de connaissance des grands scénarios d'une part, des seuils de mise en changement et des processus d'inertie d'autre part. Or, la question de l'impact du changement climatique sur les aires de distribution ne peut être traitée qu'avec l'emploi de modèles géoprospectifs. C'est donc dans la recherche permettant d'inscrire ces modèles « au plus proche de la réalité terrain » que sur le long terme je souhaite inscrire mon projet de recherche sur la question.

Premièrement, je considère que nos connaissances sur les aires de distribution sont insuffisantes. La dichotomie entre des naturalistes de terrain qui travaillent à l'échelle locale, et cherchent des liaisons écologiques et des biogéographes qui spatialisent des aires grâce à de grandes bases de données et des outils de géomatique doit être effacée si la biogéographie veut posséder une connaissance suffisante des modalités de répartition spatiale des espèces pour concevoir les justes modèles géoprospectifs. En quelque sorte il faut déjà avant même de parler du changement d'aire construire **une nouvelle ontologie de l'aire de distribution**. Il est nécessaire de redonner à l'aire de distribution une définition bien plus claire et normée qui intègre la population en son sein et qui soit précise sur les modalités de la limite, en croisant les bases de données spatialisées, le terrain effectué *ad hoc* et les outils de modélisation. Ensuite, il faudra inscrire cette nouvelle conception de l'aire dans une approche dynamique et c'est là où je compte lourdement investir le terrain tant dans l'espoir de monter des protocoles solides et reproductibles que pour les données récoltées.

Le travail sera long et complexe et c'est pour cela qu'il figure dans ce chapitre de projet de recherche à long terme. Il est à la fois ambitieux si l'on accepte le regard critique ci-dessus et l'affirmation de la nécessité d'une aire bien connue pour modéliser les changements de la dite aire. En même temps, je crains qu'il n'apparaisse au premier abord pour beaucoup de collègues comme bien abscons et désuet et non comme moderne et ambitieux. Je divise ce projet en trois volets :

- **Reprendre des projets de relevés en continu d'échelle régionale**

Le niveau attendu de connaissance des répartitions des espèces dans l'espace, de leurs limites d'aires et des relations avec le climat nécessitent des données récentes et récoltées selon un dispositif spatialement continu d'échelle régionale. Reprendre l'analyse d'ensemble des grands transects régionaux devrait être réalisée. En réaliser d'autres serait un deuxième objectif important, à commencer par terminer le transect Maralpin dans l'est des Alpes Maritimes. Enfin, réfléchir à la reproduction à l'identique des transects les plus anciens pour débiter la diachronie serait un troisième pilier important. Mes relevés dans les Baronnies ont été effectués en 2002, un retour en 2022 serait sûrement d'un certain intérêt.

- **Intégrer les programmes de suivi**

Un certain nombre d'observatoires des conséquences du changement climatique sur la flore existent. Dans les Alpes, les deux principaux avec lesquels j'ai eu quelque contact sont GLORIA et ORCHAMP. Gloria est déjà en marche (avec quelques difficultés) dans le Mercantour. GLORIA, avec son dispositif centré sur la flore des sommets pose une question très précise et pointue sur les modalités de migration comme adaptation au changement climatique. Ce réseau est ancien et à ma connaissance déjà bien constitué sinon fermé. ORCHAMP, avec un dispositif en transect sur de grands versants s'approche plus des méthodes qui me caractérisent. De plus le programme ORCHAMP souhaite précisément investir le Mercantour et les Baronnies, j'ai bien sûr, face à une telle coïncidence, proposé à l'équipe de participer.

Aujourd'hui, face à la discordance de la nécessité de suivis d'échelle décennale et la recherche qui se réalise essentiellement sur la base de projets courts et dont les thématiques changent tous les trois à 5 ans ; il faut trouver hors projets financés la volonté forte de construire dans la durée des observatoires. L'observation floristique coûte peu sinon le déplacement ces observatoires peuvent donc s'affranchir dans une certaine mesure des financements classiques.

- **Chercher aux limites d'aires des changements dans les processus biologiques**

Enfin, puisque l'on ne peut pas attendre de voir se modifier une aire de distribution avant de commencer à tirer des conclusions utiles sur ce thème, j'aimerais explorer activement l'hypothèse d'une recherche de terrain basée sur l'observation au niveau des limites d'aires de processus expliqués par une réaction au changement climatique : progression spatiale d'une espèce au-delà de sa limite passée, mortalité accrue aux marges de la limite d'aire, modifications physiologiques entre le centre de l'aire et ses marges, Etc.

Ces recherches de terrain doivent impérativement suivre une démarche naturaliste empirique classique, du terrain d'observation générique, permettant au naturaliste d'observer un phénomène dans un premier temps. Une fois le processus identifié et observé, mise en place d'un dispositif reproductible, objectif, quantitatif permettant de décrire et spatialiser le phénomène en question. Ainsi, ce n'est pas aujourd'hui dans ces lignes que des choses concrètes peuvent être annoncées, sinon que cet objectif est capital et que je le mettrai en œuvre dès que nos connaissances sur les limites d'aires auront atteint la qualité suffisante.

9.1.2. Intégrer les perturbations dans les modèles : les feux

Le deuxième angle d'attaque de la problématique de l'impact du changement climatique sur les aires de répartition suffisamment original et précis pour le décrire comme objectif d'un projet de recherche individuel sur moyen et long terme est celui d'une meilleure prise en compte de la perturbation des écosystèmes dans les processus de changement d'aires. En effet, il semble évident (mais même cette affirmation pourra être vérifiée) que, pour expliquer la composition floristique locale à un moment précis, ou son changement aux échelles annuelles à décennales, le poids du changement climatique est bien inférieur à celui d'une forte perturbation de type coupe forestière, incendie, etc. Ainsi, La structure d'ensemble d'un continuum floristique ou la population totale d'une espèce au sein de son aire sont spatialement structurées par l'ensemble des perturbations et suivent temporellement la somme de l'ensemble des trajectoires de réactions aux perturbations.

Prenons, par exemple, une espèce de milieux chauds qui réagit au changement climatique en étendant plus au nord ou plus en altitude. Sa capacité de coloniser le milieu se réalisera peut-être plus facilement dans un milieu perturbé où les espèces compétitives n'occupent pas encore pleinement l'espace qu'elles occupent dans un milieu resté longtemps en libre évolution. A l'opposé, une espèce de milieu frais qui tend à régresser du côté chaud de son aire de répartition en réaction au changement climatique régressera probablement plus vite si une part de sa population est détruite par une perturbation que si on laisse le processus de mortalité se dérouler au rythme d'une végétation mature en libre évolution.

Cette question a été posée dans un programme Maimonide d'échange et de collaborations entre l'UMR ESPACE et l'Université de Haïfa sur l'impact du changement climatique, associé à l'augmentation des fréquences des feux sur les populations vulnérables ou en limite d'aire. Si ce programme est accepté ce sera un premier pied à l'étrier d'un approfondissement de ces hypothèses et dès lors la possibilité de mettre en synergie mon expérience sur les dynamiques de la végétation d'échelle paysagère et décennales avec les nouveaux thèmes sur la modélisation prospective des aires de distribution avec de grands défis techniques de multiscalarité spatiale et temporelle.

9.1.3. Appliquer au réseau d'aires protégées

Enfin, le troisième angle d'approche que je pense pouvoir investir à l'échelle d'une carrière d'enseignant chercheur habilité à diriger des recherches est celui d'une réflexion sur le rôle des réseaux d'aires protégées dans la réduction de la vulnérabilité face au changement climatique. En effet, le troisième niveau d'analyse de ce phénomène, conformément au positionnement développé ci-dessus, est de passer aux recherches appliquées à la lutte contre l'érosion de la biodiversité. Pour cela il faut, une fois que nous serons capables de mieux modéliser l'avenir d'une aire de distribution, passer aux

applications sur les espèces protégées et les espaces protégés, plus exactement, le rôle des espaces protégés pour réduire la vulnérabilité des espèces protégées. Ici le projet est bien celui d'une analyse spatiale du réseau d'aires protégées, réalisée à la lumière de l'apprentissage obtenu par les résultats (ou du moins les scénarios) de la modélisation géoprospective pour répondre à la question suivante :

Telle espèce, qui nécessite un niveau de protection fort de l'espace, qui est plus ou moins cantonnée à tel aire protégée aujourd'hui et qui semble nécessiter une modification significative de son aire de distribution pourrait-elle atteindre sans intervention de l'Homme une autre aire protégée où se trouvent les conditions nécessaires dans le futur ?

J'envisage donc dans un premier temps d'affûter mes méthodes d'analyse spatiale des aires protégées, domaine où d'énormes progrès peuvent être faits rapidement étant donné le faible nombre d'études là-dessus. Ainsi, quand les capacités de modélisation seront considérées acceptables ou suffisantes, je serai prêt à faire converger ces deux champs de recherche, qui sait, peut-être en mettant précisément en réseau les deux aires protégées dont je suis/serai membre de conseil scientifique, les Baronnies et le Mercantour autrement dit l'extrême nord-ouest et l'extrême sud-est des Alpes du Sud.

Le projet déposé ALCOTRA Concert'eaux sur les aires protégées de la Roya vise précisément à cet exercice de conception d'une méthode de suivi de des limites d'aires de répartition qui puisse produire des résultats, même à relativement court terme. En voici les lignes strictement méthodologiques « Pour définir les aires de répartition et les niches écologiques des espèces sensibles aux conditions climatiques avec des données climatiques fines et actuelles il sera nécessaire d'étudier les répartitions à l'échelle régionale pour étudier, grâce à la spatialisation des données climatiques, les niches écologiques à l'échelle régionale. Par la suite, il sera nécessaire d'étudier les répartitions à l'échelle locale dans une position médiane de la vallée pour étudier grâce au réseau dense de stations climatiques les niches écologiques à l'échelle locale. Ensuite, il est impératif d'étudier les marqueurs des dynamiques actuelles qui permettent de construire les hypothèses sur les impacts futurs du changement climatique sur la végétation. Il s'agit dès lors, premièrement, de replacer l'actuel dans la dynamique du couvert végétal d'échelle décennale liées aux variations des activités anthropiques, facteur de changement bien plus important que l'impact du changement climatique et qui, si l'on ne l'étudie pas, ne permet pas une compréhension de la part du climat dans l'évolution de la végétation. Ensuite il s'agira de sélectionner quelques espèces pour lesquelles il est possible de décrire la dynamique du peuplement (âge des individus, natalité, mortalité, nombre de graines, taux de germination, etc.) de sorte à tester l'hypothèse que la dynamique du peuplement est sensible au climat et qu'aux marges climatiques des aires de répartition, le peuplement est conditionné par le climat. » Même hors de ce potentiel projet financé, c'est bien la formulation précise de mes questions sur le sujet.

9.2. Comprendre, et diffuser les facteurs de réussites de la conservation en Afrique de l'ouest

Après avoir passé mes 5 premières années à ESPACE sans étudier l'Afrique de l'Ouest, mon retour aux études africanistes a été accompagné de nombreux effets positifs. Le plaisir de faire de la recherche pour commencer, la qualité et quantité de la production scientifique. Je veux garder ce terrain, ces terrains dans mon activité de recherche. Bien sûr, je ne sais pas aujourd'hui quels projets seront financés, avec quels collègues et sur quels terrains mais je sais que je vais essayer de reprendre les études sur le littoral des Rivières-du-Sud (9.2.1). Ensuite, j'aimerais changer d'échelle et d'approche et sortir des questionnements micro-régionaux ou méso-régionaux auxquels je suis habitué et réaliser un diagnostic de petite échelle sur les aires protégées ouest-africaines (9.2.2). Enfin, ce serait pour moi une grande réussite que de monter un réseau de recherche sur les facteurs de réussites dans la durabilité en Afrique de l'Ouest (9.2.3).

9.2.1. Reprendre les études sur le littoral des Rivières du sud

J'ai réalisé un DEA et une thèse sur les Rivières du Sud entre 2004 et 2008. Je n'ai plus (valorisation de la thèse mise part) travaillé sur ce terrain après. Ce, jusqu'au début d'année 2016 où, ayant reçu une invitation à une conférence sur l'Afrique soudano-sahélienne (ce qui excluait mon seul terrain en Afrique avec des résultats non encore publiés : la Côte d'Ivoire), j'ai dû me remettre au travail sur un autre terrain. L'idée d'une mise à jour de la couverture du sol par télédétection 15 ans après l'image « récente », 10 ans après le terrain et 8 ans après la soutenance de thèse m'est donc apparue intéressante. Cette conférence fut en outre l'occasion de reprendre contact avec des chercheurs qui travaillent sur ces régions (L. Descroix, T. Sané). Les conclusions tirées à la suite de ce travail et de cette conférence sont que ce terrain mérite amplement une reprise des activités de recherche. J'y possède un réseau qui ne demande qu'à être réactivé ou réintégré, j'y possède des compétences de terrain, et des données « historiques » permettant de débiter de la diachronie naturaliste en adition de la diachronie satellitaire.

Dans les années 2004-2005, je fus le premier ou parmi les premiers chercheurs à observer, décrire, cartographier et expliquer la progression de la mangrove dans deux deltas très bien étudiés pour la régression de la mangrove. Or, ce phénomène a, depuis, pris une ampleur remarquable et ceci soulève d'intéressantes questions d'ordre biogéographique qui s'inscrivent remarquablement entre la continuité de mes recherches passées et les objectifs d'ensemble de mon projet de recherche.

Outre les recherche d'assez court terme pour « rattraper le retard » de la simple compréhension de ce qui s'est passé depuis 15 ans, la vraie question de recherche de fond qui justifie l'intérêt d'un retour à l'étude est la possibilité ici plus qu'ailleurs pour moi d'envisager de lourdes recherches sur les trajectoires régionales. En effet, le matériel (et l'immatériel) acquis sur les Rivières du Sud, couplés à une compétence (certes, en chantier) de modélisation rétro-prospective sont à exploiter.

9.2.2. Mener des études de petite échelle sur les aires protégées

Les aires protégées ouest-africaines me sont connues, certaines étaient à proprement parler l'objet d'études récentes et d'autres étaient des éléments de territoires « parmi d'autres ». Il en résulte un ensemble de cas d'études sur lesquels je possède des niveaux variables de connaissance. La conclusion que j'ai tirée, plus haut sur la pertinence des aires protégées ouest-africaines face aux enjeux de conservation était précisément la variabilité entre constats d'échecs et exemples de réussite.

Ainsi, le chercheur en biogéographie que je suis, souhaite dans un avenir proche changer d'échelle et passer à une analyse régionale du diagnostic de pertinence des aires protégées. Il est urgent de produire une vue d'ensemble du phénomène, d'inscrire celui-ci dans le temps et de rechercher les causes des grands contrastes dans les bilans de conservation de la nature en Afrique de l'Ouest.

La tâche est ardue car je ne suis pas un habitué des approches d'échelles sous-continentales et, donc pas habitué aux bases de données de ces échelles internationales, ici nécessaires. Peut-être faudra-t-il que j'explore le domaine des « big data » et du « data mining », concepts qui sont loin de m'être clairs au jour où j'écris ces lignes ?

Possédant des contacts au Sénégal, Burkina Faso Côte d'Ivoire et Bénin, pour parler de chercheurs et d'institutions africaines et au Niger et Mali pour les instituts de recherche français, une étape pourrait être la formalisation d'un réseau de recherche sur cette question. Ensuite, il est évident qu'un lourd programme de télédétection serait à prévoir, un tel programme ne peut-être, selon moi, envisagé comme une activité de recherche au niveau des activités individuelles, il faudrait le réaliser en équipe, sur plusieurs années, soit par l'encadrement de deux ou trois thèses de doctorat en parallèle, soit l'obtention d'un financement international et pluriannuel. La mobilisation d'outils novateurs d'analyse spatiale seront nécessaires pour inscrire les changements environnementaux, d'une part dans un

contexte spatial booléen (protégé, non protégé) puis dans des contextes spatiaux bien plus complexes (niveaux de protection ; distance aux aires protégées, effet de bord à l'intérieur des aires protégées, etc.).

9.2.3. Monter un réseau de recherche sur les facteurs de réussites

En Afrique de l'Ouest, j'ai étudié à la fois des dégradations majeures de l'environnement et de la végétation (Forêt classée du Haut Sassandra) et des améliorations remarquables, tant de l'environnement que des conditions de vie de ceux qui l'exploitaient durablement (Association de Foresterie Communautaire Kombo-Fogny). Or, je ne suis pas le seul géographe africaniste à avoir étudié des régions où l'exploitation durable des ressources montrait sa réussite dans le paysage à quelques kilomètres de régions où l'exploitation des ressources générait de graves déséquilibres et d'importantes dégradations. La question qui vient naturellement est pourquoi certains terroirs sont-ils durablement gérés et d'autres non ? La question que je me pose aujourd'hui et que je souhaite développer dans les recherches ouest-africaines de ces prochaines années est comment peut-on diffuser les facteurs de réussite ? Comment construire des modèles africain bottom-up de durabilité et comment ceux-ci pourraient-ils se diffuser ? Une réflexion est donc à mener sur la pertinence d'un groupe de recherche, sa dimension et son fonctionnement. L'obtention d'une Habilitation à diriger les recherches m'offrirait j'espère l'autorité suffisante pour débiter un tel projet.

L'année 2015 a été pour moi la reprise des études africanistes, cela m'a porté à une quantité et qualité d'activité de recherche sans laquelle je n'aurai pas pu présenter une candidature à l'Habilitation à Diriger les Recherches. De ce fait, aujourd'hui, je ne veux plus concevoir un projet qui ne comprenne pas un volet ouest-Africain. Celui-ci reste plus vague et moins structuré que le projet Alpin sur le changement climatique mais les questions de fond que j'y pose sont ambitieuses et je sais que je saurai trouver les terrains, les méthodes et monter les réseaux pour essayer d'y répondre.

9.3. Développement méthodologique de l'analyse spatiale de la végétation terrestre

Le troisième volet de mon projet de recherche vise le développement méthodologique de l'analyse spatiale de la végétation terrestre. Il s'agit, ici encore, de me projeter dans la continuité de mes recherches actuelles. Sans rentrer dans de longs développements, il est possible de définir, à ce stade, trois objectifs que je me suis fixé, apprendre à programmer pour modéliser en autonomie (9.3.1), développer le traitement d'image aux échelles et sur les objets où il est rarement utilisé (9.3.2), et publier un manuel universitaire sur l'analyse spatiale de la végétation terrestre (9.3.3).

9.3.1. Apprendre à programmer pour modéliser en autonomie

J'ai, dans ces pages du volume « positionnement et projet » pu évoquer l'approche modélisatrice parce qu'elle est au cœur de plusieurs travaux importants de mon parcours. Plus exactement, il convient de dire que la modélisation occupe une place croissante dans mon parcours. Or, à ce jour, je possède une capacité de compréhension des techniques de modélisation et je suis capable de réaliser des modèles basiques de type régression linéaire ou modélisation par la morphologie mathématique. Cependant, certaines techniques comme les SMA et les AC avec lesquelles nous avons travaillé en équipe me mette en situation de dépendance vis-à-vis d'un collègue qui programme l'outil à ma place.

Je ne souhaite pas rester en situation de dépendance sur ce point et j'envisage dans les années à venir d'apprendre à programmer de sorte à acquérir l'autonomie d'un modélisateur compétent dans la conception informatique de son outil de modélisation.

9.3.2. Développer le traitement d'image aux échelles et sur les objets où il est rarement utilisé

J'essaye, de produire, pour chaque analyse une synthèse de la part « reproductible » de ma méthode de sorte à capitaliser, des techniques, outils et méthodes à diffuser dans le domaine de l'analyse spatiale. C'est cette synthèse qui a structuré ce volume de positionnement et projet. Pour cette raison, je tiens à travailler sur ce versant strictement méthodologique de l'analyse spatiale. Or, au sein de l'analyse spatiale, c'est lorsque que je travaille en environnement raster que je trouve l'aisance de raisonnement méthodologique qui me permet, assez souvent, d'innover dans la conception de méthodes d'analyse spatiale.

Pour cette raison, lors de la phase de construction du futur contrat quinquennal au CNRS, j'ai proposé une action de recherche en partant du constat que l'analyse spatiale basée sur le traitement d'image connaît depuis un certain nombre d'années une stagnation des méthodes et des applications (Camps-Valls *et al.*, 2011). « Les développements en analyse spatiale sont essentiellement le fait de nouveaux applicatifs, portés par d'autres disciplines. Les avancées en analyse spatiale sont portées essentiellement par la mise à disposition de nouvelles bases de données géographiques, plus complètes, formalisées et standardisées, ainsi que de nouvelles données spatiales et aéroportées de plusieurs centaines de gigabits, voire de térabits, issues des drones ou de l'imagerie hyper-spectrale par exemples. Le développement d'applicatifs de traitements et d'analyses spatiales sous la forme de modules intégrés, semi-automatisés, s'ils participent à la diffusion de l'utilisation des démarches et méthodes d'analyses spatiales, ne font que formaliser les avancées des années 1980-1990, voir 2000 ; ce qui peut être vu comme un progrès en soi. Le traitement d'images géographiques est en attente d'innovation dans le domaine de l'analyse spatiale.

C'est ce verrou scientifique que l'action « Analyse spatiale basée sur l'image géographique » (ASBIG) espère faire évoluer, voir débloquent. L'action ASBIG a pour objet d'explorer de nouvelles pistes dans le traitement des images géographiques et de stimuler l'innovation dans ce domaine en combinant notamment trois démarches croisées (sans pour autant être exhaustives) :

1. La combinaison, l'association des méthodes et méthodologies existantes ou en développement en géographie, analyse spatiale ainsi qu'en modélisation. Cette optique correspond aux approches qui sont privilégiées dans la communauté du traitement d'images géographiques (Camps-Valls *et al.*, 2011) ou le chaînage de l'acquisition des données de télédétection par exemple aux modèles de simulation territoriaux (Gadal, 2011).
2. Associer, combiner, fusionner, les méthodes de traitement d'image géographique avec d'autres disciplines (statistiques-informatique, psychologie, linguistique, sciences de l'environnement, urbanisme, aménagement, mathématiques, etc.).
3. S'appuyer sur des applications disciplinaires et transdisciplinaires portées par les travaux d'ESPACE (actions) et des applicatifs pour développer, tester, évaluer la pertinence des nouvelles méthodes et méthodologies d'analyses spatiales par l'imagerie géographique développées.

ASBIG sera une plateforme de mise en commun des compétences en traitement d'images géographiques qui permettra de démultiplier les techniques maîtrisées de sorte à ce que chacun puisse, à partir de ces nouvelles techniques innover dans les méthodes pour sa thématique. Chronologiquement, le premier objectif est l'échange de savoir-faire. Le deuxième, est le dépassement

des associations technique-discipline. Viendra ensuite la construction des chaînes de traitement nouvelles issues de techniques non combinées précédemment. La recherche, se voulant une plateforme d'échange méthodologique ne comprend pas d'autre objet que l'espace géographique dans ses très rares caractéristiques qui transcendent les objets et thématiques géographiques.

L'apport méthodologique de la recherche est un effort de co-construction de chaînes de traitements d'images innovantes issues de la multitude des techniques maîtrisées séparément et qui peuvent (doivent) être combinées dans des chaînes de traitement originales constituant ainsi des formes majeures d'innovation dans l'analyse spatiale.

Le processus principal est un aller-retour entre le collectif et l'individuel : entre l'échange de connaissances (ateliers, formations sans thématique ou discipline) et les expérimentations appropriations thématiques et disciplinaires.

La co-construction et les transferts de méthodes seront explorés de sorte à ce que les méthodologies d'analyses spatiales qui sont (pour le moment) cantonnées dans une seule thématique ou maîtrisées par un seul chercheur (ou groupe de chercheurs) puissent être diffusées et testées dans d'autres branches de l'analyse spatiale sur d'autres thèmes, d'autres terrains, d'autres échelles. Cela constituera un important travail sur la robustesse, sur la reproductibilité (en termes d'applicatif et sur le plan conceptuel) et sur l'étude de l'impact sur les connaissances géographiques produites. » extrait du texte de proposition de l'action ASBIG (Andrieu et Gadat, 2016)

Si cette action de recherche est validée dans le cadre du prochain contrat, ces recherches collectives en traitement d'image seront structurantes dans mes activités de recherche sur leur volet méthodologiques. Je profite des pages pour remercier les collègues d'ESPACE pour avoir accepté la proposition et plus encore pour m'en avoir confié la codirection. Un remerciement en particulier à Sébastien Gadat pour avoir amélioré ma proposition et pour la codiriger avec moi.

9.3.3. Publier un manuel universitaire sur l'analyse spatiale de la végétation terrestre

Pour terminer ce mémoire, et en particulier le volet projet de recherche, j'annonce que dans la mesure où ce mémoire recevrait une bonne critique, j'envisagerai rapidement d'en produire une version adaptée aux étudiants de géographie, de niveau L3 à M1 probablement, où les principaux points ici développés le seront avec tout le nécessaire de définitions, explications qui doit être fait pour un public d'étudiant et non pour des lecteurs avertis. Y seront, je le souhaite, insérés un assez grand nombre d'exercices corrigés pour que les étudiants mettent en pratique les enseignements. Dans la lancée thématique des manuels récents de Y. Gunnell et de F. Alexandre et A. Génin et dans la continuité méthodologique des manuels de télédétection ou de modélisation. J'espère qu'un tel ouvrage se révélerait pertinent dans quelques rayons de bibliothèques universitaires.

Ce volet méthodologique est à la fois une certitude en ce qui concerne mes activités de recherche. Cependant, les modalités de sa réalisation dépendent, ici d'un grand nombre d'éléments de contexte que je ne peux prévoir. En effet, j'apporte une grande importance à la valorisation des méthodes que je mets en place mais je ne travaille pas à la mise en place de méthode directement, je travaille à leurs mises en place lorsqu'une question thématique le nécessite et, là, je travaille à la produire et à essayer de la produire de la façon la plus reproductible possible.

En conclusion de ce dernier chapitre, j'ai bien conscience que les trois volets du projet de recherche, surtout lus dans l'ordre où je les ai soumis, vont d'importance, ou d'épaisseur décroissante. Le premier volet sur les aires de répartition méditerranéennes et Alpines comporte, en effet, à la fois des objectifs concrets de moyen terme et des objectifs généraux plus ambitieux de long terme. Le deuxième volet sur l'Afrique reste en attente de projets concrets pour lui donner une base réaliste, les questions d'ensemble étant conçues comme des grandes synthèses de travaux à faire, pas comme une question qui s'étudie directement. Enfin, le volet méthodologique reste à définir au grès des idées qui viennent au chercheur sur le moment. L'avenir nous dira dans quelle mesure j'aurai été capable de constituer des savoirs et savoirs faire en analyse spatiale digne d'être diffusés.

Conclusion

La biogéographie, au sens des géographes français, est une petite sous-discipline étirée entre ses racines naturalistes et des relations pas toujours faciles avec l'écologie et son rattachement à la géographie comme science de la société. Notre bagage paradigmatique comprend des réflexions sur la nature, la diversité, l'évolution et nous pratiquons une recherche sur les relations nature-société, plus souvent vu côté société que côté nature. De plus, si certaines branches de la géographie ont développé d'importantes équipes de « qualitatistes » et de « quantitativistes », la biogéographie a peu développé la branche de « biogéographie quantitative ». Bien évidemment, les recherches quantitatives existent en biogéographie, c'est selon moi une équipe soudée par une approche commune d'analyse spatiale qui manque à l'instar de ce que j'ai trouvé à ESPACE et qui fonde des équipes comme THEMA. En effet, mises à part l'écologie du paysage et la télédétection appliquée à la végétation qui sont deux branches actives de l'analyse spatiale de la végétation, cette conjonction des questions biogéographiques et de l'approche en analyse spatiale reste très peu développée en France aujourd'hui.

Pour faire le modeste « plaidoyer » d'une telle conjonction qui est au centre de mon positionnement, j'ai rappelé les spatialités propres aux différents objets biogéographiques (espèces, aire de répartition, paysage) et j'ai pu, à la fois, illustrer certaines faiblesses conceptuelles (aire de répartition, classifications emboîtées) et proposer un cadre méthodologique lorsqu'un découpage est nécessaire avec, avant tout, la dichotomie entre classification et régionalisation dont l'application aux paysages par segmentation d'images de texture reste, selon moi, d'un grand intérêt pour les questions de continuité écologique en cours et à venir. Enfin, j'ai aussi rappelé mon positionnement de télédétecteur face aux approches les plus appropriées à la biogéographie telle que je la pratique, en particulier avec le couplage de l'approche en occupation du sol et l'approche phénologique.

Sur la base de ces fondements méthodologiques, c'est autour de la question du changement que les méthodes ont été précisées puisque c'est la question qui a structuré la quasi-totalité de mes recherches. Un assez vaste panel d'outils permet de décrire, expliquer et modéliser les changements de la végétation terrestre ce qui, dans la définition que je lui donne, comporte une dimension spatiale en occupation du sol, une dimension physiognomique, une dimension floristique et une dimension phénologique. La télédétection y est associée aux observations naturalistes sur le terrain et aux enquêtes. Ces trois modes d'acquisition de données géographiques sont ensuite combinées dans une approche d'analyse spatiale qui vise à décrire et comprendre non seulement les relations entre des phénomènes spatiaux mais aussi et surtout la contribution de l'espace géographique en soi dans le déroulement des processus.

Enfin, sur la base d'un constat de l'importance de l'approche biogéographique dans les questions environnementales globales, c'est une approche de recherche appliquée à la lutte contre l'érosion de la biodiversité qui constitue le dernier volet. Or, c'est dans une approche géographique territoriale complète que ce volet est développé, pas dans une approche naturaliste. La notion d'enjeu a d'abord été l'objet d'un développement sur la base d'une adaptation de la définition de Voiron-Canicio (2013) notamment. Les enjeux ainsi définis doivent être mis en relation avec les menaces et nous devons en estimer la vulnérabilité, résilience et résistance. Des approches permettant d'aborder ces questions ont été présentées. Parmi les solutions géographiques que le territoire apporte, les aires protégées sont un autre objet spatial sur lequel il me semble que l'analyse spatiale soit insuffisamment exploitée. J'ai donc, sur la base de la logique des sept premiers chapitres, tenté d'expliquer comment peut être réalisée une analyse de l'insertion des aires protégées dans les territoires qui exploitent ces méthodes.

Ainsi, ce volume est bien une contribution méthodologique originale au sein de la géographie française et de la biogéographie pratiquée par les biologistes aussi, permettant de pratiquer l'analyse spatiale de la végétation terrestre. L'analyse spatiale permet au géographe de décrire et quantifier les structures spatiales pour mieux les expliquer et la biogéographie bénéficierait de mobiliser plus souvent les outils qui lui permettent d'expliquer son objet d'étude fondamental : les structures spatiales de la végétation. De plus, ces structures spatiales ne sont pas des objets naturalistes qui n'intéressent que les biogéographes qui se considèrent comme des géographes physiologistes à strictement parler. Bien au contraire, les structures spatiales de la végétation sont le produit des interactions nature-société. Ainsi, la biogéographie quantitative est ce qui permet à la biogéographie de devenir pleinement une géographie appliquée aux questions environnementales comme celle de la lutte contre l'érosion de la biodiversité végétale.

Figure 1 : Photographies de la dynamique d' <i>Avicennia africana</i> dans le Delta du Saloum (Sénégal) Haut à gauche, arbres morts sur pied par sursalinisation des sols. Haut à droite, propagules en germination ; bas : exception à la stérilité d' <i>Avicennia africana</i> par le piégeage des propagules par <i>Sesuvium portulacastrum</i>	15
Figure 2 : Carte des dynamiques des éléments oléicoles du paysage sur la Commune de Sospel (Courtot et al. 2014)	18
Figure 3 : Le modèle des montagnes russes avec les puits de stabilité (A, B, C, D) et les moments de crises (L, M, N) Godron, 1984.....	20
Figure 4 : Carte de la répartition du genre <i>Ensatina</i> . http://evolution.berkeley.edu/	34
Figure 5 : ESPECES SEPTENTRIONALES ORDONNEES PAR LA VALEUR DE L'INFORMATION DE LA LIMITE MERIDIONALE SUR UN TRANSECT NORD/SUD AU SENEGAL (Andrieu ET Alexandre, 2011).....	40
Figure 6 : Courbe de la Limite optimale pour la flore des Baronniees sur un axe est-ouest (Godron et Andrieu, 2013).....	41
Figure 7 : organigramme méthodologique de la cartographie des espèces dans les vasières du Mont-St-Michel. (Bilodeau <i>et al.</i> , 2008).....	43
Figure 8 : résultats de la classification par les ensembles flous pour l'espèce <i>Halimione portulacoides</i> (Bilodeau <i>et al.</i> , 2008)	44
Figure 9 : carte de répartition de la dryade à huit pétales dans les Alpes du sud-est par la méthode de la distance de Mahalanobis (Vignal et Andrieu 2016 A)	45
Figure 10 : Distribution des éléments bâtis sur fond de cumul des statuts de protection de l'espace (Andrieu, 2015).....	49
Figure 11 : Carte de répartition de présences référencées de plantes protégées au regard de la distance aux éléments bâtis (Andrieu 2015).....	49
Figure 12 : Arbre de décision permettant la sélection d'un habitat unique pour l'exploration entomologique des interfaces bâti non bâti littoraux dans les corniches de la Riviera (Andrieu 2015).	50
Figure 13 : Carte des climats réalisée par classification non dirigée de 36 images (Tmin, Tmax, Prec sur 12 mois) (Andrieu, 2015).....	51
Figure 14 : Indicateurs secondaires de la structure spatiale des éléments de paysages dans la FCHS ; Gauche, carte d'occupation du sol (Pixels de 30 m), centre : carte de la richesse relative en éléments de paysages (fenêtre coulissante 7x7), droite carte de la fréquence locale de la classe forêt (fenêtre coulissante 7x7) (andrieu, 2016).	53
Figure 15 : Indicateurs secondaires du relief dans la FCHS ; Gauche, carte des altitudes (pixels de 30 m), centre : carte de l'écart type des altitudes (fenêtre coulissante 7x7), droite : carte de l'altitude relative (Andrieu, 2016).	54
Figure 16 : Segmentation de paysages dans la Forêt Classée du Haut Sassandra. Gauche paysages sur fond d'occupation du sol ; droite, paysages sur fond topographique (Andrieu, 2016).....	55
Figure 17 : flow Chart de la classification non dirigée emboîtée avec ACP (Mering et Andrieu, 2009).....	58
Figure 18 : Carte d'occupation du sol de la Casamance (Andrieu et Mering, 2009).....	59
Figure 19 : Courbes spectrales des états de surfaces élémentaires (Caloz et collet, 1992)	60
Figure 20 : Courbes spectrales permettant de rechercher des erreurs de classification au sein d'une classe de boisements de terre ferme (Andrieu et mering, 2009)	60
Figure 21 : Carte de la densité du couvert végétal (terre ferme) dans les régions septentrionales des Rivières du Sud.	61
Figure 22 : Exemples d'indices de textures. Gauche : composition colorée standard à 2,5m de résolution. Centre : texture d'échelle fine par l'écart type de la réflectance de la fin du visible en été sur une fenêtre coulissante de 3x3. Droite : texture d'échelle moyenne par l'écart type du NDVI en hiver sur une fenêtre coulissante de 7x7.	62

Figure 23 : Carte d'occupation du sol des bassins versants de l'Ardèche et des Gardons (Andrieu et Ornon, 2013)	64
Figure 24 : Carte de végétation d'un transect du Bénin au Niger (Andrieu, 2009).....	65
Figure 25 : Carte d'occupation du sol des corniches de la riviera (Andrieu, 2015).....	66
Figure 26 : Inertie des composantes principales d'une Série Temporelle de NDVI du Bénin au Niger (ANDRIEU ET AL, 2010).....	69
Figure 27 : Première Composante Principale d'une Série Temporelle de NDVI du Bénin au Niger divisée en 4 classes pour l'interpréter en fonction des profils temporels (ANDRIEU ET AL, 2010) Droite : Carte de la classification de la Composante principale. Gauche en haut, profils pour une année sèche (1984) ; Gauche au centre, profils pour les 23 années ; Gauche en bas profils pour une année humide (1988).....	69
Figure 28 : Carte de synthèse des régions phénologiques avec profils phénologiques associés.	71
Figure 29 : Carte des surfaces cultivées et non cultivées au Niger en 1965 et 2008.....	75
Figure 30 : Détection de cicatrices d'incendies de forêt par arbres de décision sur les indices NDVI et NBR. (Fox <i>et al.</i> , 2016).....	76
Figure 31 : Carte des changements de la couverture du sol dans les Régions septentrionales des Rivières du Sud.....	77
Figure 32 : Courbes de la proportion des classes dans la FCHS de 1997 à 2015.....	79
Figure 33 : Carte de la fréquence locale de la progression de la mangrove en Casamance entre 1999 et 2015.....	80
Figure 34 : Noyaux de stabilité définis par 3 érosions successives avec un opérateur de 7x7 pixels... ..	81
Figure 35 : Arbre de décision de la transformation spatiale d'une structure paysagère Vignal, 2016 depuis Bogaert 2004).....	83
Figure 36 : Histogramme de la répartition entre zones stables, changements uniques et changements répétés.....	85
Figure 40 : Organigramme de la classification des composantes principales sur série temporelle de NDVI.....	87
Figure 37 : Classification du transect Bénin-Niger et profils des classes.....	88
Figure 38 : Série temporelle et tendance de la classe saharo-sahélienne	88
Figure 39 : Série temporelle et tendance de la classe saharo-sahélienne	88
Figure 41 : Classification d'une dalle MODIS centrée sur la Côte d'Ivoire en 10 classes en fonction de leur série temporelle de NDVI.....	90
Figure 42 : Courbes du rythme annuel moyen du NDVI sur deux périodes (2003-2008 et 2009-2014)	91
Figure 43 : Arbre de décision de la distinction entre le Rythme bimodal et celui unimodal en Côte d'Ivoire.....	92
Figure 44 : Carte de la cinématique entre les rythmes unimodal et bimodal de l'activité synthétique entre 2003-2008 et 2009-2014 en Côte d'Ivoire.....	93
Figure 45 : Cartographie de l'exception nigérienne au reverdissement du sahel par la corrélation de Kendall.....	94
Figure 46 : courbes du rythme annuel moyen de NDVI à deux périodes 1982-1994 et 1995-2006 d'une région du sud du Burkina Faso au Nord du Bénin.....	95
Figure 47 : Cartes d'occupation du sol de la FCSH DE 2002 à 2013 (Vignal, 2016).....	95
Figure 48 : Carte de la cinématique entre rythme unimodal et bimodal à l'échelle de la FCHS avant et après 2008.....	96
Figure 49 : Comparaison des mesures de biodiversité du programme patermed au modèle de HOOGEVEN.....	99

Figure 50 : Nombre d'individus en fonction des classes de hauteur (m). I : [0 - 1[; II : [1 - 4[; III : [4 - 8[; IV : [8 - 16[; V : [16 - 32[; VI : ≥ 32	101
Figure 51 : Plan factoriel sur des corpus d'enquete de neuf villages en afrique de l'ouest (Andrieu, 2008).....	105
Figure 52 : fréquence locale des changements récents (Andrieu 2016).....	108
Figure 53 : Fréquence locale des changements anciens (Andrieu 2016).....	108
Figure 54 : Résultat de la régression linéaire entre les fréquences locales de changements anciens et récents (Andrieu 2016).....	109
Figure 55 : Carte des résidus au modèle de régression linéaire entre les changements anciens et récents (ANDRIEU, 2016 B).	109
Figure 56 : illustration d'un calcul de morphologie mathématique pour la caractérisation d'un changement au regard d'un élément structurant (Vignal, 2016).	110
Figure 57 : Carte de la cinématique de la couverture végétale d'une partie de la Casamance entre 1999 et 2015.....	111
Figure 58 : Processus de mise en place de la cacaoyère au sein de la forêt classée du Haut-Sassandra (Barima <i>et al.</i> , 2016). (1) Forêt à l'état initial présentant de gros arbres, un houppier jointif et de nombreuses lianes. (2) Elimination du sous-bois et semis du cacaoyer. (3) Regroupement des bois morts autour des gros arbres. (4) Brûlis des amas de bois et feuilles autour des gros arbres. (5) Plantation de cacaoyers avec des arbres morts sur pied. (6) Chute des bois morts sur pied. Plantation de cacaoyers avec peu ou sans bois.....	113
Figure 59 : tapis végétal d'une savane arborée dense au Bénin.....	114
Figure 60 : tapis végétal d'une savane arbustive ouverte au Niger	114
Figure 61 : les incursions agricoles (hors enclave V12) avant les années 2000 dans la FCHS (Oswald, 2005 modifié par Vignal 2016)	117
Figure 62 : Localisation de la Forêt Classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire (Oswald, 2005 modifié par Vignal, 2016).	118
Figure 63 : Exemple d'une analyse thématique réalisée sur un transect en FCHS (Vignal, 2016).....	119
Figure 64 : L'anthroposystème selon Levêque (in Andrieu 2008).....	119
Figure 65 : Modélisation rétrospective d'un processus de recul de la mangrove	123
Figure 66 : Modélisation rétrospective d'un processus d'enrichissement	124
Figure 67 : Prospection paysagère selon le scénario de fin de thèse au milieu des années 2000 (Andrieu <i>et al.</i> , 2010).....	125
Figure 68 : Carte des changements à Diamniadio entre 1999 et 2015	125
Figure 69 : Carte des changements à Diamniadio entre 1979 et 1999.....	125
Figure 70 : Confrontation de la simulation et de la télédétection du défrichement de la Forêt Classée du Haut Sassandra.....	128
Figure 71 : ORGANIGRAMME METHODOLOGIQUE POUR LA DETERMINATION DES AIRES DE VIABILITE ACTUELLES ET FUTURES POTENTIELLES (VIGNAL ET ANDRIEU 2016 A MODIFIEE).....	130
Figure 72 : Modélisation d'une aire de viabilité abiotique future par déplacement correspondant à un scénario de changement climatique.	131
Figure 73 : modélisation de l'impact du changement climatique sur la répartition de <i>Dryas Octopetala</i> en prenant en compte Des processus biotiques inhérents à une modification de l'aire de répartition	132
Figure 74 : Carte de densité de présences d'espèces végétale protégées référencées dans la Base SILENE dans les Corniches de la Riviera	138
Figure 75 : Carte des Sites d'Intérêt Communaires au titre de la Directive Habitat (1992)	139
Figure 76 : Carte de localisation des espèces paléoendémiques (flore) recensées sur SILENE.....	141
Figure 77 : Carte des domaines skiabiles équipés.....	142

Figure 78 : Diagramme des interactions entre changement climatique, feux, érosion du sol et biodiversité.....	144
Figure 79 : Cartes de cicatrice d'un feu de forêt à Vidauban avec 2 indices sur deux satellites.....	145
Figure 80 : tendances climatiques (1973-2009) Figure 81 : tendances des feux (1973-2009).....	146
Figure 82 : Carte de l'érosion du sol du feu de Vidauban basée sur le dNBR de l'image SPOT (T ha ⁻¹)	146
Figure 83 : Exemple d'espèce vulnérable qui pourraient être menacées par une activité de loisirs de pleine nature : <i>Brassica montana</i> sous les câbles d'une <i>via ferrata</i>	149
Figure 84 : Cartes de la recolonisation du loup en France (ONCFS).....	150
Figure 85 : Illustration du Modèle FRED appliqué à des randonneurs dans la Vallée des Merveilles	151
Figure 86 : carte du cumul des statuts d'espace protégé dans les Corniches de la Riviera	155
Figure 87 : Réseau d'aires protégées du projet « les Alpes de la méditerranée en août 2015	156
Figure 88 : Catégories UICN du réseau d'aires protégées du projet les Alpes de la Méditerranée en août 2015	157
Figure 89 : Dynamiques paysagères dans la FCHS pendant la période de crises politico-militaires (Vignal, 2016).....	158
Figure 90 : Carte de la cinématique de la couverture végétale dans le Bas Saloum entre 1999 et 2015 forêts classées de Sokone (1) Fathala (2), Patako (3 et 4), Baria (5) et Saboya (6).....	159
Figure 91 : Carte de la couverture végétale en 2000 dans la Forêt Classée de la Lama (Toyi, 2015) .	160
Figure 92 : Carte de la couverture végétale en 2015 dans la Forêt Classée de la Lama (Toyi, 2015) .	160

Tableau 1 : Mise en évidence de groupes d'espèces plus ou moins étroitement liées à des classes de pluviosité	22
Tableau 2 : Liaisons statistiques entre les présences connues de trois espèces et les variables écologiques.....	24
Tableau 3 : Matrice de transition entre 1999 et 2015 dans les régions septentrionales des Rivières du sud	78
Tableau 4 : Identification des processus de transformation spatiale selon l'algorithme de Bogaert <i>et al.</i> , 2004 (in Vignal, 2016).....	84
Tableau 5 : Liste des espèces vulnérables de la Forêt classée du Haut-Sassandra. TB= type biologique. Hm = Hauteur moyenne (m). MP = mégaphanérophyte mp = microphanérophyte.	100
Tableau 6 : Liste des traits d'artificialisation recensés dans la Forêt classée du Haut-Sassandra	107
Tableau 7 : Richesse floristique moyenne par terroir par type de culture (Cohen <i>et al.</i> , 2015).....	120
Tableau 8 : Indices de validité du modèle rétrospectif de défrichement de la FCHS.....	129
Tableau 9 : Hypothèses confortées par le modèle.....	129
Tableau 10 : Catégories des aires protégées en niveau de gestion selon l'UICN, (wikipedia).....	153
Tableau 11 : Matrice de transition de l'occupation du sol entre 2002 et 2013 (Sangne, 2016).....	158
Tableau 12 : Superficies agricoles et forestières de la FCHS rapportées aux superficies nationales (Sources, FAO, CBD)	162

Références bibliographiques

1. Abadi M. et Grandchamp E. 2009. « Classification de couverts végétaux par analyse de textures couleurs d'images satellites haute résolution ». *Traitement du signal*. Vol. 26, n° sp. 2
2. Ackermann G., Alexandre F., Andrieu J., Mering C. et Ollivier C., 2007. « Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la Petite Côte et dans le delta du Sine – Saloum (Sénégal) » *VertigO*, Vol. 7, n°2
3. Acot P. 1988. *Histoire de l'écologie*. Paris, Presses Universitaires de France. 264 p.
4. Alexandre F. et Génin A. 2016. « Biogéographie. De la marginalisation à une science de l'environnement interdisciplinaire ». In *Manifeste pour une géographie environnementale*. Chartier D. et Rodary E. (Dir.) Paris, SciencesPo les presses. pp. 279-304
5. Alexandre F. et Génin A., 2012. – *Géographie de la végétation. Modèles spatiaux, perspectives, concepts et outils*. Paris, Armand Colin (Collection U – Géographie), 304 p.
6. Alexandre F., Andrieu J., Génin A. et San Emeterio J.L., 2010. « Vulnérabilité et résilience des ressources pastorales en fonction des fluctuations de la mousson et des transformations des sociétés rurales : tentative d'étude régionale le long du gradient bioclimatique soudano-sahélien ». Atelier AMMA (Analyses Multidisciplinaires de la Mousson Africaine) France (Toulouse, novembre 2010), résumé dans AMMA Publications
7. Alexandre F. et Génin A. (Dir.). 2008. – *Continu et discontinu dans l'espace géographique*. Actes du colloque tenu à l'Université François-Rabelais de Tours (novembre 2002), Tours : Presses de l'Université François Rabelais, 442 p.
8. Alexandre F., Génin A. et Lecompte M. 1998 A. « Seuils biologiques et limites climatiques en Méditerranée occidentale ». *Géocarrefour : Revue de Géographie de Lyon*. Vol. 73 n°1. pp. 33-43
9. Alexandre F., Génin A., Godron M. et Lecompte M. 1998 B. « Distribution des plantes et organisation de la végétation ». *L'Espace géographique*. Vol. 27, n°3. pp. 228-238.
10. Alexandre F. 1994. *Entre midis méditerranéen et atlantique, une transition phytoclimatique du Languedoc à l'Aquitaine*. Thèse de doctorat Géographie Paris 7 Dir. Lecompte M., 428 p.
11. Altman N.S. 1992. « An introduction to kernel and nearest-neighbor nonparametric regression ». *The American Statistician*. Vol. 46, n°3. 175–185
12. Andrieu J. 2007. « Croisement des données LANDSAT et MSG pour la détection des formations végétales et le suivi de l'activité végétale ». In colloque Météosat Seconde Génération : un nouvel instrument de suivi de l'environnement. Dijon. 13-14 septembre 2007
13. Andrieu J. 2008 B. « Variations du climat, évolutions des finages et dynamique des paysages agro-sylvo-pastoraux sur le littoral ouest Africain ». In colloque changements climatiques et interactions élevage-environnement. Niamey, février 2008.
14. Andrieu J. 2008 C. « Intérêts et limites de l'Analyse en Composantes Principales dans les séries temporelles d'images satellites : l'exemple des séries de synthèses NDVI de NOAA et de MSG sur le littoral ouest-africain ». In réunion annuelle de la Section Française de la Société Internationale de Stéréologie, Février 2008.
15. Andrieu J. 2009. « Les paysages du finage de l'île de Diamniadio (Sénégal) ». *Mappemonde*.
16. Andrieu J. 2010. « Commentaire de la carte des changements d'occupation du sol dans les Rivières-du Sud ». *Le monde des Cartes*. n°203. 20 p.
17. Andrieu J. 2011. « Variations de la pluviosité et structure biogéographique sur le littoral de l'Afrique de l'Ouest ». In Commission Climat et Société. Poitiers, 11-12 mars
18. Andrieu J. 2016 C. « Contribution de la segmentation d'images en géomorphologie pour spatialiser les processus hydro-pédologiques » In SAGEO. Nice 6-8 décembre 2016.

19. Andrieu J. 2016 B. « Impacts des fluctuations de la pluviosité dans le Saloum (Sénégal) sur les mangroves et les terroirs agricoles de terre ferme depuis la fin des années 1970 ». Atelier : Environnement sahélo-soudanien en changement et devenir des espaces ruraux de la 4ème Rencontre des Etudes Africaines de France. Paris 7-8 juillet 2016.
20. Andrieu J. et Alexandre F. 2010. « Dynamiques des paysages forestiers sur la frange littorale de l'Afrique de l'Ouest (Sénégal, Gambie et Guinée-Bissau) ». In *Des milieux aux territoires forestiers : Des Milieux aux territoires forestiers. Mélanges en l'honneur de Jean-Jacques Dubois*. Galochet et Glon (Dir.) Artois Presses Université. pp. 199-219
21. Andrieu J. et Alexandre F. 2011. « La forêt dans les paysages villageois : L'Afrique de l'Ouest ». *Forêt et paysage : Xe-XXIe siècle* Andrée Corvol (Dir.), Paris, L'Harmattan, pp. 79-94
22. Andrieu J., Alexandre F., Génin A. et San Emeterio J.L. 2010. « Ressource fourragère en Afrique soudano-sahélienne : estimation, cartographie et suivi par analyse de séries temporelles de NDVI NOAA », Actes du Colloque Les satellites grand champ pour le suivi de l'environnement, des ressources naturelles et des risques (Clermont-Ferrand, janvier 2010),
23. Andrieu J., Alexandre F. et Godron M. 2014 A. « Cadre méthodologique ». In *Atlas thématique des Paysages de la Vigne et de l'Olivier en France méditerranéenne*. Chapitre 2. Atlas des paysages de la vigne et de l'olivier en France méditerranéenne, Versailles, Quæ, Coord. S. Anglès. pp. 31-44
24. Andrieu J., Alexandre F. et Mering C. 2013. « De la dynamique de la végétation à la dynamique des paysages, Analyse rétro-prospective de la végétation ouest-Africaine en relation avec les transformations du milieu et des pratiques. L'exemple de l'île de Diamniadio (Delta du Saloum, Sénégal) ». In GALOP D. éd. : *Paysages et environnement, de la reconstitution du passé aux analyses prospectives*, Besançon : Presses Universitaires de Franche-Comté (coll. Annales Littéraires ; Série Environnement, sociétés et archéologie). pp. 345-358.
25. Andrieu J., Barima Y.S.S., Moreno D., Vignal M. et Zerbo R. 2016. « De l'enquête à la modélisation rétro-prospective (2001-2015) de la déforestation de la Forêt Classée du Haut Sassandra dans un contexte de conflit armé (Côte d'Ivoire) ». Colloque Changements socio-environnementaux et dynamiques rurales en Afrique de l'Ouest Paris. 4 et 5 juillet 2016
26. Andrieu J. Decoupligny F. et Benhammou F. 2014 B. « Analyse spatiale des corridors écologiques et géoprosective de la recolonisation des loups en France ». *Vivre ensemble avec le loup. Hier, aujourd'hui... et demain ? état des lieux et perspectives européennes*. Tallandier. pp. 398-405.
27. Andrieu J. et Mering C. 2008. « Contribution to phenological, botanical and landscape west-african vegetation response to climate variability » International symposium Spatial Landscape Modelling: from dynamic approaches to functional evaluations, 3-5 juin 2008, Toulouse, France
28. Andrieu J., Toulouse B. et Mering C. 2007. « La lexicométrie, un outil à l'analyse des discours ». In colloque Programme CNRS Mousson Des Hommes et des Saisons en Afrique Sub-Saharienne. Paris, 22 Juin 2007.
29. Angelier E. 2002. *Introduction à l'écologie : des écosystèmes naturels à l'écosystème humain*. Paris, Lavoisier. TEC et DOC. 225 p.
30. Anyamba A. et Tucker C.J. 2005. « Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981–2003 ». *Journal of Arid Environments*. Vol. 63. pp. 596–614
31. Archer E.R.M. 2004. « Beyond the "climate versus grazing" impasse: using remote sensing to investigate the effects of grazing system choice on vegetation cover in the eastern Karoo ». 2004. *Journal of Arid Environments*. vol. 57. pp. 381-408
32. Aubreville A. 1950. *Flore forestière soudano-guinéenne, A.O.F - Cameroun - A.E.F*. Paris : Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales – O.R.S.T.O.M. 523 p.
33. Ballouche A. 2016. « Forêt versus Savanes. L'héritage d'un forestier colonial en écologie et géographie tropicale de l'Afrique de l'Ouest ». In *Manifeste pour une géographie environnementale*. Chartier D. et Rodary E. (Dir.) Paris, SciencesPo les presses. pp. 185-204
34. Banos A. 2013. *Pour des pratiques de modélisation et de simulation libérées en géographie et SHS*,

Habilitation à diriger des recherches, soutenue le 2 décembre 2013, 107 p.

35. Barima Y.S.S., Kouakou A.T.M., Bamba I., Sangne Y.C., Godron M., Andrieu J. et Bogaert J. 2016. « Cocoa crops are destroying the forest reserves of the Classified Forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast) ». *Global Ecology and Conservation*. Vol 8. pp. 85-98.
36. Bertrand G. et Beroutchachvili N. 1978. « Le géosystème ou système territorial naturel ». *Revue de Géographie des Pyrénées et du Sud-Ouest*. vol. 49, n° 2, pp. 17-18
37. Beaud S. et Weber F. 2010. *Guide de l'enquête de terrain*, La Découverte, 334 p.
38. Benzécri J.P. 1973. *L'Analyse des Données, t.1 : Taxinomie ; t.II : L'Analyse des Correspondances*, Bordas, Paris (1re édition).
39. Berger T. 2001. « Agent-based spatial models applied to agriculture : a simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis ». *Agricultural Economics*, Vol. 25. pp. 245-260
40. Beucher S. et Lantuéjoul C. 1993. « The morphological approach to segmentation: the watershed transformation ». In *Mathematical Morphology in Image Processing* (Ed. E.R. Dougherty), pp. 433-481
41. Bidou J.E., Andrieu J. et al., 2016. « Évolution de l'occupation des sols et syndromes de vulnérabilité. Un transect au Nord du Bénin ». Atelier : Environnement sahélo-soudanien en changement et devenir des espaces ruraux de la 4^{ème} Rencontre des Etudes Africaines de France. Paris 7-8 juillet 2016.
42. Bilodeau C., Cohen M. et Andrieu, J. 2008. « Comparaison de deux méthodes de cartographie de la végétation du schorre de la baie du Mont-Saint-Michel : Photo-interprétation raisonnée et classification automatique par espèce ». *Photo Interprétation - European Journal of Applied Remote Sensing*. Vol. 3, n°4. pp. 12-23
43. Bilodeau C., Godron M., Cohen M., Andrieu J., Deroin J.P. et Deffontaines B. 2009. « Structure de la végétation des marais salés de la baie du Mont-Saint-Michel : Etude des coexistences des espèces végétales et de leur profil écologique par analyse fréquentielle ». In colloque ECOVEG 5, 5^{ème} congrès d'écologie des communautés végétales. Gembloux 8-10 avril 2009.
44. Blandin P. et Lamotte M. 1984. « Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques ». In : *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*. Paris : Masson. pp. 139-162.
45. Bobée C., Mering C., Palibrk M., Andrieu J. et Toulouse B. 2011. « Assessing the present-day vegetation dynamics in the Sahelian environments using MODIS dataset. A Geostatistical approach ». *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 13, EGU, 2011, Vienne
46. Boschetti M., Nutini F., Brivio P.A., Bartholomé E., Stroppiana D. et Hoscilo A. 2013. « Identification of environmental anomaly hot spots in West Africa from time series of NDVI and rainfall ». *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. n°78, pp. 26-40
47. Braud I., Ayrat P.A., Bouvier C., Branger F., Delrieu G., Le Coz J., Nord G., Vandervaere J.P., Anquetin S., Adamovic M., Andrieu J., et al. 2014. « Multi-scale hydrometeorological observation and modelling for flash-flood understanding ». *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, n°11, pp. 1871-1945
48. Bravais A. 1901. *Analyse mathématique sur les probabilités des erreurs de situation d'un point*. Impr. Royale, 1844.
49. Brown D.G., Pijanowski B.C. et Duh J.D. 2000. « Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA ». *Journal of Environmental Management*, Vol. 59. pp. 1 - 17
50. Braun-Blanquet J. 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der vegetationskunde*. 3e éd., Springer, Wien-New York, 865 p.
51. Braque R. 1987. *Biogéographie des continents*. Paris, Masson. 470 p.
52. Brunet R. 1992. *Les Mots de la géographie, dictionnaire critique*, Reclus-La Documentation française, 3e éd. 1993 (dir. avec R. Ferras et H. Théry), 518 p.
53. Burel F. et Baudry J. 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, TEC & DOC, 362 p.

54. Burgess N., Hales J.D., Underwood E. et Dinerstein E. 2004. *Terrestrial Ecoregions of Africa and Madagascar: A Conservation Assessment*. Island Press, Washington, D.C.,
55. Camberlin P., Martiny N., Philippon N. et Richard Y. 2007. « Determinants of the interannual relationships between remote sensed photosynthetic activity and rainfall in tropical Africa ». *Remote Sensing of Environment*, n°106, pp. 199-216
56. Caloz R. et Collet C. 1992. *Précis de télédétection*. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, 386 p.
57. Casazza G., Zappa E., Mariotti M.G., Médail F. et Minuto L. 2010 « Distribution pattern and richness of endemic plant species in Maritime and Ligurian alps ». *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*. n°72.
58. Chauveau J.-P. et Bobo S.K. 2005. « Crise foncière, crise de la ruralité et relations entre autochtones et migrants sahéliens en Côte d'Ivoire forestière ». *Outre-Terre* n°2. pp. 247-264.
59. Chauveau J.-P. et Richards P. 2008. « West African Insurgencies in Agrarian Perspective. Côte d'Ivoire and Sierra Leone compared ». *Journal of Agrarian Change* 8: pp. 515-552.
60. Chen Y.H., Li X.B., Shi P.J., Dou W. et Li X. 2003. « Inter-annual vegetation change characteristics in the NDVI-Ts Space: Application to the farming-pastoral zone in north china ». *Acta Botanica Sinica*. Vol. 45, n°10. pp. 1139-1145.
61. Chowdhury R.R. 2006. « Landscape change in the Calakmu Biosphere Reserve, Mexico: Modelling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels ». *Applied geography*. vol. 26. pp. 129-152
62. Clements F.E. 1916. *Plant Succession; an analysis of the development of vegetation*. Washington Carnegie Institution of Washington 658 p.
63. Clements F.E. 1935. « Nature and structure of the climax ». *The Journal of Ecology*. Vol 4. n°1. pp. 252-284
64. Coggins J.M. 1982. *A framework for texture analysis based on spatial filtering*. PhD thesis, Computer Science Department, Michigan State University.
65. Cohen M., Bilodeau C., Alexandre F., Godron M., Andrieu J., et al. 2015. « What is the plant biodiversity in a cultural landscape? A comparative, multi-scale and interdisciplinary study in olive groves and vineyards (Mediterranean France) ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, pp. 175-186.
66. Cohen M. (Dir.). 2003. *La brousse et le berger. Une approche interdisciplinaire de l'embroussaillage des parcours*, Paris CNRS Editions, 356 p.
67. Cohen M. 2001. « La nature est-elle vraiment naturelle ? » Monde biophysique, nature et société. Géoforum de Saint-Denis, *Nature et Ville, Géographes associés* n°25, pp. 67-71
68. COMITAS. 1988. — « Glossaire des termes officiels de la télédétection aérospatiale », *Bulletin de la Société française de photogrammétrie et télédétection*, no 112, pp. 1-63.
69. Connell J.H. et Slatyer R.O. 1977. « Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization » *The American Naturalist* Vol. 111, n°982. pp. 1119-1144
70. Coppin P., Lambin E., Jonckheere I. et Muys B. 2004. « Digital change detection methods in ecosystem monitoring: A review. *International Journal of Remote Sensing* ». vol. 25, n°9. pp. 1565-1596.
71. Cormier-Salem M.C. 1999. *Les Rivières du Sud. Sociétés et mangroves ouest-africaines*. Paris, IRD, vol I, 416 p., vol. II, 288 p.
72. Courtot R., Laurens L., Consalès J.N., Andrieu J. et Angles S. 2014. « L'histoire récente des paysages de la vigne et de l'olivier ». Chapitre 4. *Atlas des paysages de la vigne et de l'olivier en France méditerranéenne*, Versailles, Quæ, Coord. S. Anglès. pp.76-91,
73. Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farberk S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Suttonk P. et van den Belt M. 1997. « The value of the world's ecosystem services and natural capital ». *Nature*, Vol. 387, n°6630. pp. 253-260
74. D'amato N. et Lebel T. 1998. « On the characteristics of the rainfall events in the Sahel with a view to the analysis of climatic variability ». *International Journal of Climatology*. vol. 18. pp. 955-974

75. Dabalén A.L. et Paul S. 2014. « Effect of Conflict on Dietary Diversity: Evidence from Côte d'Ivoire ». *World Development*. Vol. 58. pp. 143–158.
76. Da Lage et Métailié
77. Dacosta H. 1992. « Variabilité des précipitations sur le bassin versant du Saloum. 1992. In : Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal ». Atelier de Gorée éd. par Diaw A. T. pp. 87-111
78. Daget Ph. et Godron M. 1982. *Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés*. Masson, Paris. pp. 1-163
79. Dai A., Lamb P.-J., Treberth K., Hulme M., Jones P.D. et Xie P. 2005. « The recent Sahel Drought is real ». *International Journal of climatology*. Vol. 24. pp. 1323–1331
80. Darwin C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. J. Murray 502 p.
81. Davranche A. et Nuscia Taibi A. 2015. « Les changements d'occupation et d'usage du sol, des processus multidimensionnels complexes qui affectent la biodiversité ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 129-144
82. De Sardan J.P.O. 2003. *L'enquête socio-anthropologique : recommandations à usage des étudiants*. Etudes et travaux n°13, LASDEL, Niamey, Niger
83. Decoupigny F. 2000. « Accès et Diffusion des visiteurs sur les espaces naturels Modélisation et simulations prospectives ». Thèse de Géographie. Université François Rabelais - Tours, 2000
84. Deering D.W. 1978. *Rangeland reflectance characteristics measured by aircraft and spacecraft sensors*. Ph.D. Diss. Texas A&M Univ., College Station, 338 p.
85. Déléage J.P. 1991. *Histoire de l'écologie : une science de l'homme et de la nature*. Seuil Collection : Points Sciences 330 p.
86. Depraz S. 2014. *Géographie des espaces naturels protégés. Genèse, principes et enjeux territoriaux*. Paris, Armand Colin. Collection U. 320p.
87. Diamond J. 1997. *Guns Germs and Steel: The fates of human societies*. Norton. 480 p.
88. Diamond J. 2005. *Collapse how societies choose to fail or succeed*, Penguin Books, New York, 2005
89. Diday E. 1971. « Une nouvelle méthode de classification automatique et reconnaissance des formes : la méthode des nuées dynamiques ». *Revue de statistiques appliquées*. Vol. 19. pp. 19-33
90. Dieye E.H.B., Diaw A.T., Sané T. et Ndour N. 2013. « Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010 », *Cybergeo: European Journal of Geography* document 629
91. Diouf P.S. 1996, *Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine Saloum*. Université de Montpellier II : Thèse de doctorat ; 1996 ; 267 p.
92. Draulans D. et Van Krunkelsven E. 2002. « The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of the Congo ». *Oryx*. Vol. 36. pp. 35–40.
93. Dubreuil V., Laques A.E., Nédélec V., Arvor D. et Gurgel H. 2008. « Paysages et fronts pionniers amazoniens sous le regard des satellites : l'exemple du Mato Grosso », *L'Espace géographique*. Vol 1(2008), n°37. pp. 57-74
94. Duchaufour P. 2000. *Introduction à la science du sol : sol, végétation, environnement*. Paris Dunod. Sciences Sup. 352 p.
95. Duquet M. 1993. *Glossaire d'écologie fondamentale*, éd. Fernand Nathan, 127 p.
96. Eckert S., Hüsler F., Liniger H. et Hodel E. 2015. « Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia ». *Journal of Arid Environments*. Vol. 113. pp. 16-28
97. Edmonds B. et Meyer R. 2013. *Simulating Social Complexity*, Springer, 754 p.
98. Elliston L. et Beare S. 2006. « Managing Agricultural Pest and Disease Incursions: An application of Agent-Based Modelling » in Perez P., Batten D. (2006) - *Complex science for a complex world, Exploring Human Ecosystems with Agents*, ANU E Press, 352 p.

99. Emberger L., Godron M., Daget P. et Long G. 1988. *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu : principes et transcription sur cartes perforées*.
100. Fall A. 2014. *Le Ferlo sénégalais : approche géographique de la vulnérabilité des anthroposystèmes sahéliens*. Thèse de doctorat. Paris 13. 371 p.
101. FAO. 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015. How are the World's Forests Changing?* Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy. 64 p.
102. FAO. 2007. *State of the World's Forests, 2007*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy.
103. FAO. 2001. *Situation des forêts du Monde : L'état des ressources forestières dans le monde*. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.
104. Faugères L.R. 1990. « Braque, *Biogéographie des continents* ». In: *Annales de Géographie*, Vol. 99. n°554. pp. 474-477
105. Fensholt R., Rasmussen K., Nielsen T.T. et Mbow C. 2009. « Evaluation of earth observation based long term vegetation trends — Intercomparing NDVI time series trend analysis consistency of Sahel from AVHRR GIMMS, Terra MODIS and SPOT VGT data ». *Remote Sensing of Environment*, Vol. 113. pp. 1886-1898
106. Fisher R.A. 1934. « Two new properties of mathematical likelihood ». *Proc. Roy. Soc. Ser. in Z. Bennett* 1971, vol. 3.
107. Fox D.M., Laaroussi Y., Malkinson L.D., Maselli F., Andrieu J., Bottai L. et Wittenberg L. 2016. « POSTFIRE: a model to map forest fire burn scar and estimate runoff and soil erosion risks ». *Remote sensing applications, Society environment*. Vol. 4. pp. 83-91.
108. Fox D.M., Martin N., Carrega P., Andrieu J., Adnès C., Emsellem K., Ganga O., Moebius F., Tortorollo N., Fox E.A., 2015. « Increases in fire risk due to warmer summer temperatures and wildland urban interface changes do not necessarily lead to more fires ». *Applied Geography*, Vol. 56, pp. 1-12,
109. Forman R.T.T. et Godron M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York. 620 p.
110. Fourati M., Bouaziz R., El Amri A. et Majdoub R. 2015. « Techniques de conservation des eaux et du sol dans le bassin versant d'Oued Sidi Salah (Sfax-Tunisie) : essai d'évaluation ». *Algerian Journal of Arid And Environment*. Vol. 5, n°2.
111. Fournier J. 2015. « Géographie et écologie du paysage ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 229-242
112. François E., Amsallem J. et Deshayes M. 2010. « L'intégration du principe de continuité écologique dans les schémas de cohérence territoriale (SCOT) Analyse de 21 expériences de SCOT ». *Sciences Eaux & Territoires*. Vol.3(2010) n°3. pp. 110-115
113. Gaussen H. 1933. *Géographie des plantes*. Ed. I, 222 p.
114. Génin A. 1995. *Les contacts entre domaines phytoclimatiques. L'exemple de la bordure cévenole*. Thèse de doctorat Géographie Paris 7 Dir. Lecompte M.
115. Girard M.C. et Girard C.M. 1999. *Traitement des données de télédétection*, Paris, Dunod, 530 p.
116. Godet L. 2015. « La conservation de la biodiversité dans un contexte de changements globaux ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 113-128
117. Godron M. et Andrieu J. 2013. « Mise en évidence statistique d'un continuum à facettes le long d'un transect floristique dans les Baronnies ». Actes du colloque *Continu et discontinu dans l'espace géographique*. Tours Novembre 2002. Maison des Sciences de l'Homme. Presse Universitaires François Rabelais. pp. 145-170
118. Godron M. et Joly H. 2008. *Dictionnaire du paysage*. Paris, CILF: les dictionnaires. 284 p.
119. Godron M. 1984. *Écologie de la végétation terrestre*. Paris : Masson, 1984. 196 p.

120. Grenier C. 2016. « Antimalthusianisme ou Darwinisme ? Des limites d'une géographie anti-écologiste à une politique des limites géographiques ». In *Manifeste pour une géographie environnementale*. Chartier D. et Rodary E. (Dir.) Paris, SciencesPo les presses. pp. 59-78
121. Grésillon E., Cohen M., Lefour J., Goeldner-Gianella L. et Simon L. 2012. « Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France) », *Développement Durable et territoires*, 2012, 3, (3,)
122. Guermond Y. 2005. *Modélisation en géographie, déterminismes et complexités*, Hermes Science Lavoisier, 389 p.
123. Guisan A. et Thuiller W. 2005. « Predicting species distribution: offering more than simple habitat models », *Ecology Letters*, Vol. 8, pp. 993 - 1009
124. Gunnell Y. 2009. *Écologie et société : Repères pour comprendre les questions d'environnement*. U : Sciences humaines & sociales Paris, 2009, 415 p.
125. Gyau A., Smoot K., Kouame C., Diby L., Kahia J. et Ofori D. 2014. « Farmer attitudes and intentions towards trees in cocoa (*Theobroma cacao* L.) farms in Côte d'Ivoire ». *Agroforestry Systems*.
126. Hallé F. 1999. *Éloge de la plante, pour une nouvelle biologie*, Le Seuil, 346 p.
127. Héritier S. et Laslaz L. (dir.) 2008. *Les parcs nationaux dans le monde. Protection, gestion et développement durable*. Paris. Ellipse. Carrefours les dossiers. 312 p.
128. Herrmann S.M., Anyamba A., Tucker C.J. 2005. « Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate ». *Global Environmental Change*. Vol. 15. pp. 394-404
129. Heumann B.W., Seaquist J.W., Eklundh L. et Jonsson P. 2007. « AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982-2005 ». *Remote Sensing of Environment*, Vol. 108. pp. 385-392
130. Hmimina G., Dufrêne E., Pontailier J.Y., Delpierre N., Aubinet M., Caquet B., de Grandcourt A., Burban B., Flecharde C., Granier A., Gross P., Heinesch B., Longdoz B., Moureaux C., Ourcival J.M, Rambal S., Saint-André L. et Soudani K. 2013. « Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements ». *Remote Sensing of Environment*, Vol. 132. pp. 145-158
131. Hoogeveen Y.R., Petersen J.E. et Gabrielsen P. 2001. « Agriculture and biodiversity in Europe ». Background Report to the High-level European Conference on Agriculture and Biodiversity (5-7 June 2001). STRA-CO/AGRI/Council of Europe/ UNEP, Paris.
132. Hotyat M. 2012. « Intérêt de l'approche systémique pour l'étude de formations végétales en milieux forestiers : l'exemple de la Forêt de Fontainebleau », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 14.
133. Hubert-Moy L. 2004. *Occupation du sol et télédétection : de l'inventaire à la modélisation prédictive*. 2004. Texte de synthèse de l'HDR, Département de géographie, Université Rennes 2, Rennes. 279 p.
134. Hult R. 1885. *Blekinges vegetation: ett bidrag till växtformationernas utvecklingshistoria*. Soc. Faun. Flor. Fenn. Vol. 12 n°161.
135. Jaynes E.T. 1957. « Information Theory and Statistical Mechanics ». *Physical Review. Series II*. Vol. 106 n°4. pp. 620-630
136. Kolbert E. 2014. *La sixième extinction, comment l'Homme détruit la vie*. Paris. Vuibert. 349 p.
137. Kouakou K.K.A. 2015. *Diversité floristique de la Forêt Classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire) en période post-conflits armés*. Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.
138. Kouamé N.F. 1998. *Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)*. Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire.
139. Lacoste A. et Salanon R. 1969. *Éléments de biogéographie*. Paris Nathan. 181 p.
140. Laslaz L. 2008. « Les parcs nationaux français ou les rattrapages de l'acceptation perdue ». Héritier S. et Laslaz L. (dir.) 2008. *Les parcs nationaux dans le monde. Protection, gestion et développement durable*. Paris. Ellipse. Carrefours les dossiers. pp. 243-265

141. Latour B. 1999. *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris : La Découverte & Syros. 382 p.
142. Le Cœur C. (dir.), Amat J.P., Dorize L. 1996. *Éléments de Géographie physique*. Paris. Bréal. 416 p.
143. Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P. et Trommetter M. (Dir.). 2008. *Agriculture et Biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective. Synthèse du rapport*. INRA, Paris.
144. Lebart L, Salem A. 1994. *Statistique Textuelle*, Dunod, Paris, 344 p.
145. Lecompte M. et Alexandre F. 1996. « Discontinu et continu de la végétation et du milieu. De la théorie des étagements en altitude à la phytoclimatologie dynamique ». *L'Espace Géographique*, Vol. 25 n°3. pp. 261-272
146. Legendre L. et Legendre P. 1979. *Écologie numérique*. Paris : Masson, 2 vol. 197 et 247 p.
147. Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P.A., de Ruffray P. et Brisse H. 2008. « A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century », *Science*, Vol. 320. pp. 1768–1771
148. Leveque C., Muxart T., Van Der Leeuw S., Weill A. et Abbadie L. 2013. « L'anthroposystème et la zone atelier : nouveaux concepts territorialisés de l'étude des interactions sociétés-milieu ». In : *Continu et discontinu dans l'espace géographique, Actes du Colloque C.N.R.S. Maison des Sciences de l'Homme, Université de Tours, novembre 2002*. pp. 279-294.
149. Lhermitte S., Verbesselt J., Jonckheere I., Nackaerts K., van Aardt J.A.N., Verstraeten, W.W. et Coppin P. 2008. « Hierarchical image segmentation based on similarity of NDVI time series ». *Remote Sensing of Environment*, Vol. 112. pp. 506–521
150. Lia J., Lewisa J., Rowlandb J., Tappan G. et Tieszen L.L. 2004. « Evaluation of land performance in Senegal using multi-temporal NDVI and rainfall series ». *Journal of Arid Environments*, Vol. 59, pp. 463–480
151. Lu D., Mausel P., Brondizio E. et Moran E. 2004. « Change Detection techniques ». *International Journal of Remote Sensing*. vol. 5, n° 12. pp. 2365-2401.
152. Luginbühl Y. et al., 1994. *Méthode pour des atlas de paysages. Identification et qualification*, DAU, ministère de l'Aménagement du territoire, de l'Équipement et des Transports, Éditions Strates/CNRS-Segesa, 80 p.
153. Magnani S.D. 2009. *Formes de sécurisation des ménages d'éleveurs et validation d'un modèle de vulnérabilité pastorale dans le Gourma malien*, Mémoire de fin d'études, AgroParisTech, MNHN, CIRAD
154. Mahalanobis P. C. 1936. « On the generalised distance in statistics », *Proceedings of the National Institute of Sciences of India*. Vol. 2, n° 1. pp. 49–55
155. Mapedza E., Wright J. et Fawcett R. 2003. « An investigation of land cover change in Mafungausti Forest, Zimbabwe, using GIS and participatory mapping ». *Applied geography*. Vol. 23. pp. 1-21
156. Marega O., Fall A., Mering C. et Salem A. 2013. « Paroles d'éleveurs : perceptions, pratiques, stratégies pastorales dans le Sahel sénégalais (Ferlo) ». *Lexicometrica*, Février 2013
157. Marega O. 2016. *Changements socio-environnementaux et évolution des pratiques agropastorales en Afrique sahélienne : étude comparée entre le Ferlo (Sénégal), le Gourma (Mali) et le Fakara (Niger)*. Thèse de doctorat. Université Paris 7.
158. Marius C. 1984. *Contribution à l'étude des mangroves du Sénégal et de la Gambie-Ecologie-Pédologie-Géochimie. Mise en valeur et aménagement*, thèse de doctorat de troisième cycle, ORSTOM, Paris, 309 p.
159. Maroy C. 1995. « L'analyse qualitative d'entretien ». In : Abarello L. et al, *Pratiques et méthodes de recherche en sciences sociales*, A. Colin, Paris, pp. 83-110
160. Martin N., Carrega P. et Adnès C. 2013. « Downscaling statistique des températures et des précipitations 2071-2100 du modèle Aladin-climat pour les scénarios a1b, a2 et b1 dans les Alpes-Maritimes ». XXVI colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Sep 2013, Cotonou, Bénin. 2013
161. Matheron G. 1967. *Éléments pour une théorie des milieux poreux*, Masson, Paris, 196 p.

162. Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. 397 p.
163. McCarthy D. 2009. *Here Be Dragons*. Oxford Univ. Press. 214 p.
164. Mering C. 1998. *Images satellitaires et Analyse spatiale. De l'analyse spectrale à l'analyse des formes*. HDR. Paris7.
165. Mohia N. 2008. - *L'expérience de terrain, pour une approche relationnelle dans les sciences sociales*, La Découverte, 304 p.
166. Murayama Y. 2012. *Progress in Geospatial Analysis*, Springer, 291 p.
167. Nackoney J., Molinario G., Potapov P., Turubanova S., Hansen M.C. et Furuichi T. 2014. « Impacts of civil conflict on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990–2010 ». *Biological Conservation* Vol. 170. pp. 321–328.
168. Nicholson S. 2001. « Climatic and environmental change in Africa during the last two centuries ». *Climate research*. Vol. 17. pp. 123-144.
169. Nicholson S. 2005. « On the question of the "recovery" of the rains in the West African Sahel ». *Journal of Arid Environments*. Vol. 63. pp. 615-641.
170. Nord G., Boudevillain B., Berne A., Branger F., Braud I., Dramais G., Gérard S., Le Coz J., Legoût C., Molinié G., Van Baelen J., Vandervaere J.-P., Andrieu J., Aubert C., Calianno M., Delrieu G., Grazioli J., Hachani S., Horner I., Huza J., Le Boursicaud R., Raupach T. H., Teuling A. J. Ube, M., Vincendon B., et Wijbrans A. 2016. « A high space-time resolution dataset linking meteorological forcing and hydro-sedimentary response in a mesoscale Mediterranean catchment (Auzon) of the Ardèche region, France ». *Earth Syst. Sci. Data Discuss*. Vol. 1, n°39.
171. Nuscia-Taïbi A. 2015. *Désertification et dégradation. Ré-interrogation des concepts à la lumière d'exemples africains*. Thèse d'Habilitation à Diriger les Recherches. Université d'Angers
172. Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H.E., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., Kura Y., Lamoreux J.F., Wettengel W.W., Hedao P. et Kassem K.R. 2001. « Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth ». *Bioscience* Vol. 51, n°11. pp. 933-938
173. Oswald J. 2005 - *Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000)*, thèse de doctorat de Géographie de l'Université des Sciences et Technologies de Lille soutenue le 10 décembre 2005, 304 p.
174. Pahari K. et Murai S. 1999. « Modelling prediction of global deforestation based on the growth of human population ». *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*. vol. 54. pp. 317-324
175. Pearson K. 1901. *On lines and planes of closest fit to a system of points in space*, Phil. Mag., 559 p.
176. Pech P. « Géographie de l'environnement et territoires : chronique d'un rendez-vous manqué ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 63-78
177. Pelt J.M. 2005. *Nouveau tour du monde d'un écologiste*. Fayard. Témoignages/Doc/Actu. 288 p.
178. Philippon N. et Fotnaine B. 1999. « Un nouveau schéma de prévision statistique des précipitations sahéniennes de juillet-septembre (1968-1994) ». *Comptes rendus de l'académie des sciences, Sciences de la terre et des planètes*. vol. 329. pp. 1-6.
179. Pierrat B. 2011. *Macroécologie des échinides de l'océan Austral, Distribution, Biogéographie et Modélisation*. Thèse de doctorat en Sciences agricoles de Université de Bourgogne soutenue le 19 décembre 2011, 98 p.
180. Pumain D. 1998. « La géographie saurait-elle inventer le futur ? » *Revue Européenne des Sciences Sociales*, Librairie Droz Genève, XXXVI (110), pp. 53-69
181. Quivy R. et Campenhoudt L.V. 2009. *Manuel de recherche en science sociales*. Dunod, 3è édition, Paris.

182. Racine J.B., Raffestin C. et Ruffly V. 1980. « Echelle et action, contribution à une interprétation du mécanisme de l'échelle dans la pratique de la géographie ». *Geographica Helvetica*, Vol. 5. pp. 87-94
183. Ramstein G. 2014. *Voyage à travers les climats de la Terre*. Paris, Odile Jacob, Sciences. 352 p.
184. Raunkiær C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*, Oxford University Press, 1934, 204 p.
185. Rindfuss R.R., Stephen J., Walsh B.L., Turner I.I., Fox J. et Mishra V. 2004. « Developing a Science of Land Change: Challenges and Methodological Issues ». *Proceedings, National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 101, n°39. pp. 13976-13981
186. Robin M. 2015. « Intérêt de la télédétection pour la connaissance et la conservation de la biodiversité ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 243-262
187. Rodary E. 2008. « Les parcs nationaux africains, une crise durable ». In Héritier S. et Laslaz L. (dir.) 2008. *Les parcs nationaux dans le monde. Protection, gestion et développement durable*. Paris. Ellipse. Carrefours les dossiers. pp. 207-226
188. Roué M. 2006. « Introduction : entre cultures et natures », *Revue internationale des sciences sociales* 1/2006 (n° 187), p. 11-18
189. Rougerie G. 1988. *Géographie de la biosphère*. Paris, Armand Collin. 288 p
190. San Emeterio J.L., Alexandre F., Andrieu J., Génin A. et Mering C. 2013. Changements socio-environnementaux et dynamiques des paysages ruraux le long du gradient bioclimatique nord-sud dans le sud-ouest du Niger (régions de Tillabery et de Dosso), *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. Vol. 13, n°3
191. Scanlon T.M., Albertson J.D., Caylor K.K. et Williams C.A. 2002. « Determining Land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem ». *Remote Sensing of Environment*. vol. 82. pp. 376-388
192. Serra J. 1982. *Image Analysis and Mathematical Morphology*, vol. 1, Academic Press, Londres, 1982
193. Simon L. 2006. « De la biodiversité à la diversité : les biodiversités au regard des territoires ». *Annales de géographie*, Armand Colin, 2006, pp. 3-19
194. Singer B. 2015 - *L'homme et les forêts tropicales, une relation durable ?*, Editions Quae, 198 p.
195. Singh A. 1989. « Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data ». *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 10, n°6. pp. 989-1003
196. Sørensen T. 1948. « A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons », *Biologiske Skrifter/Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, vol. 5, n°4. pp. 1-34
197. Sultan B., Baron C., Dingkuhn M., Sarr B. et Janicot S. 2005. « Agricultural impacts of largescale variability of the West African monsoon ». *Agricultural and forest meteorology*. Vol. 128. pp. 93-110
198. Tappan G.G., Sall M., Wood M. et Cushing M. 2004. « Ecoregions and land cover trends in Senegal ». *Journal of Arid Environments*. Vol. 59, n°3. pp. 427-462
199. Therville C. Mathevet R. Bioret F. 2015. « Géographie des territoires de la biodiversité ». In Mathevet R. et Godet L. (dir.) 2015. *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan. Colloques & Rencontres. pp. 185-208
200. Tomlinson P.B. 1994. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge Tropical Biology Series 419 p.
201. Thompson J.D. 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press. 290 p.
202. Trochain J. 1940. *Contribution à l'étude de la végétation du Sénégal*. Paris : Librairie Larose. 433 p.
203. Tucker C.J. 1979. « Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation ». *Remote Sensing of Environment*. Vol. 8, n°2. pp. 127-150

204. Turmine V., Binet T. et Failler P. 2011. « L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins : application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée », *VertigO* - la revue électronique en sciences de l'environnement. Vol. 11, n°3
205. Udvardy M.D.F. 1975. *A classification of the biogeographical provinces of the world*. IUCN Occasional Paper no. 18. Morges, Switzerland: IUCN
206. UICN. 2004. *IUCN: The World Heritage List: Future priorities for a credible and complete list of natural and mixed sites*
207. Vasconcelos M.J.P., Mussà Biai J.C., Araujo A. et Diniz M.A. 2002. « Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1956 - 1998) ». *Applied Geography*. Vol. 22. pp. 139-156
208. Veyret Y. et Vigneau J.P. (dir.). 2002. *Géographie physique, Milieux et environnement dans le système terre*. Paris, Armand Collin. Collection U. 368 p.
209. Vignal M. et Andrieu J., 2016 A. « Modélisation de la distribution spatiale et simulation des processus de diffusion des espèces végétales : Application aux conséquences du changement climatique sur trois espèces du massif du Mercantour-Argentera ». *Bulletin de l'Association des Géographes Français*. vol. 3(2016). pp. 257-269
210. Vignal M. et Andrieu J., 2016 B. Rôle des variables climatiques dans une approche de modélisation de l'impact du changement climatique sur la distribution de trois espèces végétales dans le Mercantour. « Journées de climatologie » de la commission climat et société du CNFG. Marseille, 18 mars 2016
211. Vignal M. 2016. *Dynamiques paysagères en période de crises politico-militaires en Côte d'Ivoire, modélisation rétro-prospective des défrichements dans la Forêt classée du Haut-Sassandra pendant les années 2000 par la simulation des comportements sociaux et sociétaux*. Mémoire de recherche de Master 2, Andrieu J. (Dir.). 165 p.
212. Vignal M. 2015. *Modélisation de la distribution spatiale et simulation des processus de diffusion des espèces végétales, application aux conséquences du changement climatique sur trois espèces du massif du Mercantour-Argentera*. Mémoire de recherche de Master 1, Andrieu J. (Dir.). 122 p.
213. Voiron-Canicio C. 2013. « Déceler les espaces à enjeux pour l'aménagement », in *Géogouvernance, utilité sociale de l'analyse spatiale*, Masson-Vincent M., Dubus N. Ed., Collection Update, Editions Quae. pp. 171-182
214. Voiron-Canicio C. 1995. *Analyse spatiale et analyse d'images par la morphologie mathématique*. GIP Reclus. Coll. Espaces modes d'emplois 190 p.
215. Von Linné C. 1735. *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Editio decima reformatata 1758, Holmiæ, Impensis direct. Laurentii Salvii (Salvius publ.)
216. Whittaker R.H. 1967. « Gradient analysis of vegetation ». *Biological reviews*. Vol. 42, n°2. pp. 207-26
217. Wood E.C., Tappan G.G. et Hadj A. 2004. « Understanding the drivers of agricultural land use change in south-central Senegal », *Journal of Arid Environments*, Vol. 59. pp. 565-582