

**Analyse de l'impact de la diffusion du teck
(*Tectona grandis* L.f.) sur la structure du
paysage dans le Département de l'Atlantique
(Sud-Bénin)**



Sêwanoudé Scholastique Mireille TOYI ALAGBE

REPUBLIQUE DU BENIN



UNIVERSITE D'ABOMEY-CALAVI



FACULTÉ DES SCIENCES AGRONOMIQUES

**Analyse de l'impact de la diffusion du teck
(*Tectona grandis* L.f.) sur la structure du
paysage dans le Département de l'Atlantique
(Sud-Bénin)**

Sêwanoudé Scholastique Mireille TOYI ALAGBE

Thèse soumise pour l'obtention du Doctorat unique en Sciences
Agronomiques de l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin),
défendue publiquement le 05 décembre 2012.

Thèse composée d'articles en français et en anglais

Directeurs de thèse

Prof. Dr. Ir. Brice SINSIN

Université d'Abomey-Calavi, Bénin

&

Prof. Dr. Ir. Jan BOGAERT

Université de Liège – Gembloux Agro Bio Tech, Belgique

Photos de couverture

Quelques aspects du paysage du Sud-Bénin.

En haut, un paysage dégradé presque dépourvu de formations naturelles boisées ;

A gauche, une intrusion humaine dans le paysage (présence d'un village en pleine extension)

À droite : une installation périurbaine ;

En bas, une teckeraie privée constituée de perches de teck matures.

Photos S. S. M. TOYI (2011).

Pré-rapporteurs

Prof. Kouami KOKOU
Université de Lomé, Togo

Prof. Ali MAHAMANE
Université de Maradi, Niger

Composition du jury

Président

Prof. Dr. Ir. Brice SINSIN
Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Rapporteur

Prof. Dr. Ir. Jan Bogaert
Université de Liège - Gembloux Agro Bio Tech, Belgique

Membres

Prof. Jean C. GANGLO
Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Prof. Noël FONTON
Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Prof. Kouami KOKOU
Université de Lomé, Togo

Prof. Ali MAHAMANE
Université de Maradi, Niger

A mon cher époux Landry K. ALAGBE et à nos enfants

REMERCIEMENTS

Le présent travail est le couronnement d'un long processus rendu possible grâce à l'appui du Projet Interuniversitaire Ciblé relatif à la "Contribution au développement d'une filière de teck au départ des forêts privées du Sud-Bénin (Département Atlantique)" qui nous a accordée les moyens nécessaires. Nous témoignons notre reconnaissance à la Commission Universitaire pour le Développement (CUD), pour son soutien financier au projet.

Nos sincères remerciements s'adressent également à nos promoteurs, les Professeurs Brice Sinsin du Bénin, et Jan Bogaert de la Belgique, initiateurs de l'axe 3 du projet (Analyse de l'impact de la diffusion du teck sur la structure du paysage dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin). Ils ont fait preuve d'une disponibilité ineffable, d'une grande patience et d'un sens aigu de perfection, et ce, malgré leurs nombreuses responsabilités. Leurs conseils et soutiens scientifique et moral et leurs diverses orientations ont été d'une valeur inestimable dans la conduite de nos travaux et l'achèvement de ce chef d'œuvre. Aussi, leur assistance et confiance renouvelée nous ont-ils permis d'affronter avec succès les nombreuses difficultés qui ont jalonné ce processus. Une reconnaissance particulière est adressée au Professeur Brice Sinsin qui, depuis notre première rencontre en 2004, n'a cessé de nous faire confiance et d'assurer un coaching indéfectible lui conférant le rôle d'un père attentionné et protecteur.

Nous adressons aussi notre profonde gratitude aux membres du projet, qui ont été d'un grand soutien dans la réalisation de cette thèse. Il s'agit en l'occurrence de :

- Professeur Jean C. Ganglo, coordonnateur local du projet, pour son appui à travers ses conseils scientifiques et spirituels, et son soutien moral qui datent de longtemps ;
- Professeur Charles De Cannière, coordonnateur belge du projet pour son accompagnement tout au long de ce processus ;
- Professeur Noël Fonton, Dr Anselme Adegbi, les Professeurs Philippe Lebailly et Philippe Lejeune pour les précieux conseils prodigués ;
- Nos collaborateurs, Docteurs Augustin K.N. Aoudji, Gilbert Atindogbé et Armand S.I. Yévidé, qui étaient tous doctorants affectés au projet, pour la cohésion et la solidarité qui ont prévalu en notre sein. Nos

échanges constructifs, leur soutien moral et affectif, et leur esprit de fraternité ont été, sans aucun doute, d'une grande utilité dans la conduite de ce travail ;

- M. Jean-François Bastin, Mlle Cindy Delloye tous deux de la Belgique dont, les mémoires de fin d'étude réalisés dans le cadre du projet, ont été d'un grand apport pour la production de ce document ;
- Personnel administratif du projet pour leurs aides combien importantes. Il s'agit notamment de M. Olivier Homègnon et Justin Anagonou, conducteurs de véhicule, et des comptables Episthème Agloboe, Adéline Chanhoun, Rosalie Guidigo et Carolle Brun. À leur suite, nous louons le travail remarquable de Mmes Agbodjogbé (à la retraite) et Ahoton, principales interlocutrices pour toutes les questions administratives au niveau de l'Ecole Doctorale de la Faculté des Sciences Agronomiques (Université d'Abomey-Calavi).

En outre, nous remercions sincèrement tous les membres du Laboratoire d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale de l'ULB et ceux de l'Unité Biodiversité et Paysage de l'Université de Liège – Gembloux Agro Bio Tech pour leur accueil et leur franche collaboration. Nous portons une mention spéciale à M. Adi Mama et aux Docteurs Sabas Barima et Issouf Bamba qui nous ont initiée et appuyée significativement dans la maîtrise des logiciels de télédétection et cartographique exploités dans le cadre de cette thèse. Notre gratitude va également à l'endroit de Mme Marie André pour sa contribution dans l'amélioration de la valeur scientifique des manuscrits, puis de Mlle Cynthia Thomas, du Dr Emile Affréglé, du Professeur Mahy Gregory et de toute l'équipe scientifique de l'Unité Biodiversité et Paysage de l'Ulg pour tout leur soutien.

Nous sommes reconnaissantes envers les Professeurs Marcel Houinato, Madjidou Oumorou et Romain Glèlè-Kakaï, les Docteurs Valentin Kindomihou, Aristide Adomou, Orou Gandé Gaoué, Céline Dan, Bernard Ahamidé Carolle Avocèvou-Ayisso, Julien Djègo, pour leur aide à travers les conseils et la lecture de manuscrits. Nous témoignons aussi notre gratitude à tous nos collègues et aînés du Laboratoire d'Ecologie Appliquée et les nombreuses personnes qui nous ont encouragée à aller de l'avant. Il s'agit de M. Sylvestre Djagoun, Dr. Gérard N. Gouwakinnou, Dr. Inès Déléké Koko, Mme Emeline Assédé, Dr. Bruno Djossa, Prof. Euloge

Agbossou, Dr. Bernard Ahamidé, Dr. Achille Assogbadjo, M. Gabriel Kounasso, Mmes Sonia Capo-chichi, Espérance Zossou et Peggy Tohinlo, Messieurs Luc Da Gbadji et Charles Tamou.

La réalisation de cette étude n'aurait pas été possible sans la bonne volonté et la sincère coopération des populations locales, en particulier les chefs de village, les paysans planteurs de teck et les agents forestiers, que nous avons approchés durant nos travaux de terrain et qui ont sacrifié leur temps pour nous aider. Par ailleurs, notre reconnaissance va à l'endroit des guides qui nous ont assistés tout au long de ces années sur le terrain. Nous tenons à mentionner ici toute notre reconnaissance aux familles Aïssi de Tori-gare et Thro de Zè ainsi qu'aux religieuses OCPSP de Hèkanmè, qui, au-delà d'une simple chambre, nous ont offert une hospitalité et une sécurité exceptionnelles sur le terrain. La collecte des données a été optimale grâce à l'appui de MM. Roméo Gbaguidi, Hervé Kanlissou, Stéphane Guénanon et Rodrigue Ekpè que nous remercions sincèrement.

Nous aimerions également remercier tous les membres des familles Toyi, Vigan, Soumalé-Kpota pour leurs soutiens respectifs, particulièrement nos parents pour l'amour du travail qu'ils nous ont inculqué, et tous nos frères et sœurs pour le soutien inconditionnel qu'ils nous ont manifestés. Ces mêmes motifs nous amènent à témoigner notre profonde reconnaissance à notre belle-famille et notre petite famille.

A toutes les personnes qui nous ont aidés de quelque manière que ce soit, nous disons sincèrement merci.

Enfin, nous rendons Grâce à Yahvé pour toutes ses Merveilles.

TABLE DES MATIERES

Titres	Pages
REMERCIEMENTS	i
TABLE DES MATIERES	iv
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES.....	xv
RESUME	xv
ABSTRACT.....	xviii
INTRODUCTION GENERALE	1
1. Contexte de l'étude	1
2. Objectifs et hypothèses de l'étude	4
3. Plan de la thèse	5
CHAPITRE 1 : CADRE CONCEPTUEL ET GEOGRAPHIQUE DE L'ETUDE....	7
1.1. Concepts et définitions	7
1.1.1. Ecologie du paysage : naissance d'une nouvelle discipline.....	7
1.1.1.1. Le paysage : définitions	7
1.1.1.2. Eléments du paysage et importance de la structure spatiale en écologie du paysage	9
1.1.1.3. La lisière et son influence sur la production du bois.....	12
1.1.2. Dynamique paysagère.....	12
1.1.2.1. Matrice de transition	13
1.1.2.2. Processus de transformation spatiale.....	13
1.1.3. La télédétection.....	16
1.1.3.1. Caractéristiques des images satellitaires	16
1.1.3.2. Caractéristiques spectrales de la végétation	18
1.1.3.3. Rapports spectraux et indices de végétation	19
1.1.3.4. Traitement numérique des images satellitaires	20
1.1.4. Système d'information géographique (SIG).....	21

1.1.5. Modélisation de la dynamique paysagère par la technique de Markov.....	22
1.2. Milieu d'étude.....	22
1.2.1. Cadre physique.....	22
1.2.1.1. Situation géographique et administrative.....	23
1.2.1.2. Géomorphologie et pédologie.....	24
1.2.1.3. Climat.....	24
1.2.1.4. Ressources en eau.....	25
1.2.2. Ressources végétales et fauniques.....	25
1.2.3. Caractéristiques démographiques.....	26
1.2.4. Caractéristiques économiques.....	27
1.3. Brève présentation de la ressource teck (<i>Tectona grandis</i> L.f.).....	28
CHAPITRE 2: TREE PLANTATION WILL NOT COMPENSATE NATURAL WOODY VEGETATION COVER LOSS IN THE ATLANTIC DEPARTMENT OF SOUTHERN BENIN.....	30
Abstract.....	30
Résumé.....	31
2.2. Methods.....	33
2.2.1. Study area.....	33
2.2.2. Data acquisition and image analysis.....	34
2.2.3. Land use change analysis.....	36
2.2.4. Scenarios for the future.....	37
2.3. Results.....	38
2.3.1. Landscape composition.....	38
2.3.2. Land cover change.....	42
2.3.3. Model validation and future scenarios.....	44
2.4. Discussion.....	47
2.5. Conclusion.....	48
CHAPITRE 3: ANTHROPISATION ET DYNAMIQUE PAYSAGERE AU SUD DU BENIN (DEPARTEMENT DE L'ATLANTIQUE).....	50
Résumé.....	50

3.1. Introduction	52
3.2. Approche méthodologie.....	53
3.2.1. Présentation de la zone d'étude.....	53
3.2.2. Cartographie.....	54
3.2.3. Mise en évidence des changements dans le paysage.....	57
3.3. Résultats.....	61
3.3.1. Cartes d'occupation du sol de 1972, 1986 et 2005.....	61
3.3.2. Dynamique structurale.....	63
3.3.2.1. Processus de transformation spatiale.....	63
3.3.2.2. Anthropisation du paysage.....	67
3.4. Discussion.....	69
3.5. Conclusion.....	72
CHAPITRE 4: CARTOGRAPHIE PAR TELEDETECTION DES PLANTATIONS PRIVEES DE TECK (<i>TECTONA GRANDIS</i> L.f.): VERS LA DETERMINATION PRECISE DE LA SIGNATURE SPECTRALE DU TECK.....	74
Résumé	74
Abstract.....	75
4.2. Données et méthodologie	79
4.2.1. Zone d'étude.....	79
4.2.2. Critères de sélection des teckeraies et paramètres mesurés.....	80
4.2.3. Classification de l'image satellitaire et affinement des données.....	82
4.2.4. Estimation de la précision de la classification des teckeraies.....	85
4.3. Résultats.....	88
4.3.1. Caractérisation de la réponse spectrale des teckeraies.....	88
4.3.2. Affinement de l'homogénéité de la réponse spectrale du teck.....	89
4.3.3. Classification de l'image et combinaison de bandes la plus efficace pour classer les teckeraies.....	96
4.4. Discussion.....	102

CHAPITRE 5: INFLUENCE DE L'EFFET DE LISIERE SUR LA PRODUCTIVITE DU TECK (<i>TECTONA GRANDIS</i> L.f.) : ETUDE DE CAS DES TECKERAIES PRIVEES DU SUD-BENIN.	108
Résumé	108
Abstract.....	109
5.1. Introduction	110
5.2. Matériel et méthode	111
5.3. Résultats.....	116
5.4. Discussion.....	121
5.5. Conclusion.....	122
CHAPTER 6: LANDSCAPE FRAGMENTATION: CAUSES, ECOLOGICAL IMPACTS AND IMPLICATIONS FOR LANDSCAPE MANAGEMENT: CREATION OF A TEAK (<i>TECTONA GRANDIS</i> L. F.) CORRIDOR NETWORK IN THE ATLANTIC DEPARTMENT (BENIN) TO REMEDIATE FOREST ISOLATION	123
Abstract.....	123
Key words: landscape management, corridors, teak plantations, anthropogenic pressures, Benin.6.1. Introduction	123
6.1. Introduction	124
6.2. Data set and methods	125
6.3.1. Land cover map.....	127
6.3.2. Corridor network scenarios.....	128
6.4. Conclusion.....	131
CHAPITRE 7 : DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSIONS	132
7.1. Discussion générale	132
7.1.1. Approches méthodologiques.....	132
7.1.1.1. Détection des changements, modélisation et transformations spatiales du paysage	132
7.1.1.2. Identification de la signature spectrale du teck	134
7.1.1.3. Effet de lisière dans une perspective de productivité du bois.....	135
7.1.1.4. Aménagement du paysage: création de corridors de teck	136
7.1.2. Discussion des résultats.....	137

7.1.2.1. La dynamique paysagère au Sud du Bénin	137
7.1.2.2. Identification de la signature spectrale des teckeraies.....	138
7.1.2.4. Fonctions de productivité et rôles écologiques des teckeraies	140
7.2. Quelques propositions pour la gestion durable du paysage.....	142
7.3. Conclusion et perspectives.....	144
Références bibliographiques	147
Annexe 1. Matrices de confusion élaborées pour les classifications des images de 1972, 1986 et 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin). Les valeurs sont exprimées en pourcentage du nombre de pixels. κ est le coefficient kappa.	172
Annexe 2. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney appliqués entre les zones d'entraînement du teck (avec et sans regroupement des teckeraies) et celles des autres types de végétation.....	175
Annexe 3. Tableau récapitulatif des classifications effectuées avec différents algorithmes et diverses combinaisons de bandes (image SPOT 5, 2010 ; Tori-Bossito, Département de l'Atlantique).....	177
Annexe 4: Références et résumés des publications non prises en compte dans le corps de cette thèse.	182
4.1. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences.....	182
4.2. Functioning of farm-grown timber value chains: lessons from the smallholder-produced teak (<i>Tectona grandis</i> L.f.) poles value chain in Southern Benin.....	183
4.3. Caractéristiques structurelles et écologiques des phytocénoses de sous-bois des plantations privées de teck du département de l'Atlantique (Sud-Bénin, Afrique de l'Ouest).....	185
4.4. Spontaneous plant communities as a tool for forest site identification and characterization in Pahou forest reserve (South-Benin).	186
CURRICULUM VITAE	188
Articles publiés	189
Articles sous presse	190

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Représentation de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s’y est développée..	9
Figure 1.2. Représentation des éléments d’une structure paysagère : les taches, les corridors et la matrice.	10
Figure 1.3. Les éléments clés caractérisant chaque système écologique, sans tenir compte de l’échelle spatio-temporelle. (Noon and Dale, 2002).	11
Figure 1.4. Identification du processus de transformation spatiale « decision tree algorithm ».	15
Figure 1.5. Particularités de la réflectance des végétaux et des sols (Caloz et Collet, 2001)	19
Figure 1.6. Localisation du Département de l’Atlantique (Sud-Bénin).	23
Figure 1.7. Illustration de la pratique de mise en culture sur brûlis (Commune de Tori-Bossito) suite au défrichement d’une savane arbustive	26
Figure 2.1. Location of the study area in the southern part of Benin, Atlantic Department.	34
Figure 2.2. Land-cover maps of the study area (Atlantic Department, Benin) for 1972, 1986 and 2005 Landsat images.	41
Figure 2.3. Land-cover change maps for the period 1972-1986, 1986-2005 and 1972-2005 based on the three Landsat images (Atlantic Department, Benin).	45
Figure 2.4. Simulation of the evolution of land-cover classes within the study area (Atlantic Department, Benin) under three future scenarios. 1972, 1986 and 2005 data are observations (resulting from image analysis); the other ones are simulated.	46
Figure 3.1. Situation de la zone d’étude (Département de l’Atlantique, Sud-Bénin). Source des données vectorielles : Feuille topographique du Bénin au 1 :200000.	54
Figure 3.2. Identification du processus de transformation spatiale : exemple pris pour la période 1986-2005. Modèle inspiré de l’arbre de décision de Bogaert <i>et al.</i> (2004).	60
Figure 3.3. Occupation du sol du Département de l’Atlantique (sud-Bénin) en 1972, 1986 et 2005 (images Landsat MSS, Landsat TM et ETM+ respectivement).	62

Figure 3.4. Dynamique d'occupation du sol pour les périodes 1972-1986 (à gauche) et 1986-2005 (à droite) (Département de l'Atlantique, Bénin).....	63
Figure 3.5. Classification des processus de transformation spatiale pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage.....	67
Figure 4.1. Carte de situation de la Commune de Tori-Bossito dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin (sources : feuille topographique du Bénin au 1/200000 IGN-Bénin).....	80
Figure 4.3. Boxplots des classes d'occupation du sol en fonction des 4 bandes spectrales de l'image SPOT.....	90
Figure 4.4. Dendrogramme relatif au regroupement des teckeraies échantillonnées (Tori-Bossito, Sud-Bénin) sur base des paramètres influençant significativement la signature spectrale du teck.....	91
Figure 4.5. Comparaison de la signature spectrale du teck (<i>Tectona grandis</i> L.f) suivant les différentes longueurs d'onde correspondant aux 4 bandes spectrales de l'image SPOT 5 (Sud-Bénin ; Tori-Bossito)....	93
Figure 4.6. Classifications de l'image SPOT 5, réalisées avec le logiciel ENVI et l'algorithme du Maximum de vraisemblance.....	100
Figure 5.1. Localisation de la Commune de Zè dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin).....	112
Figure 5. 2. Plan (ou dispositif) d'échantillonnage type pour les plantations privées de teck dans la commune de Zè au Sud-Bénin.....	114
Figure 5. 3. Différence de grosseur des arbres entre la lisière et le centre de plantation dans les 62 plantations privées de la zone d'étude (Commune de Zè, Département de l'Atlantique, Sud-Bénin).....	117
Figure 5. 4. Evolution du dbh (diamètre à 130 cm du sol) en fonction de la ligne d'arbre considérée au sein de la plantation. Les barres verticales représentent l'écart-type.....	118
Figure 5. 5. Propositions de plans de systèmes agroforestiers appliqués aux plantations privées de teck du Bénin. Ces différents modèles ont été développés sur base des résultats obtenus dans cette étude.	119
Figure 5. 6. Régression linéaire de la surface terrière G (m ² /ha) en teck, des 62 plantations privées de teck étudiées dans la Commune de Zè au Sud-Bénin en fonction de sa configuration spatiale exprimée par l'indice de forme I_f (Périmètre ² /Aire).....	120
Figure 6.1. Forests selected in the municipality of Zè to evidence the potential of existing teak plantations for corridor creation.....	126

Figure 6.2. Land cover maps of the study area (Municipality of Zè, Atlantic Department, Benin).....128

Figure 6.3. Diagrammetric representation of the five corridor network scenarios considered for the municipality of Zè.....129

LISTE DES TABLEAUX ET ANNEXES

Table 2.1. Confusion matrix for the classification accuracy assessment (Atlantic Department, Benin, Landsat ETM+ 2005 image). All the values are expressed in percentage of the total number of pixels.	39
Table 2.2. Landscape compositions for each land cover class in 1972, 1986 and 2005 (Atlantic Department, Benin) and change rates for the three time periods (1972-1986, 1986-2005, and 1972-2005).	40
Table 2.3. Transition matrix for the areas (in percent) of the land cover classes for the three time periods observed (1972-1986, 1986-2005, 1972-2005).	43
Tableau 3.1. Coordonnées géographiques des sites d'illustration des processus de transformation spatiale (Département de l'Atlantique)	58
Tableau 3.2. Tableau récapitulatif des indices de structure spatiale : nombre (n), surface (a) et périmètre (p) des différentes classes d'occupation du sol en 1972, 1986 et en 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin).	65
Tableau 3.3. Indices d'anthropisation du paysage pour 1972, 1986 et 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin).....	69
Tableau 4.1. Réflectance moyenne en nombre digital (0 à 255) des teckeraies dans les 4 bandes spectrales (vert, rouge, PIR, MIR).(Cv représente le coefficient de variation).....	88
Tableau 4.2. Résumé des résultats des tests de Mann-Whitney appliqués entre les zones d'entraînement de la classe "teckeraies" (avec et sans regroupement des teckeraies) et celles des autres types de végétation. Tests appliqués pour les bandes spectrales et les indices.....	94
Tableau 4.3. Distances de JM calculées entre la classe "teckeraies" et les autres classes thématiques. La distance est calculée pour les deux groupes de teckeraies utilisées en zones d'entraînement avec différentes combinaisons de bandes.....	95
Tableau 4.4. Récapitulatif des meilleurs résultats obtenus pour la classification des teckeraies avec différentes combinaisons de bandes.....	98
Tableau 4.5. Matrice de confusion, erreurs de commission et d'omission exprimées en pourcentage pour la classification générée avec l'algorithme ML et les bandes V-R-PIR-MIR-NDVI.....	101
Tableau 5.1. Résultat de l'analyse multivariée comparant le diamètre moyen à 130cm (dbh) des arbres entre chacune des lignes en lisière de plantation.....	117
Table 6.1. Network complexity statistics of the five corridor network scenarios. A corridor width of 100 m is assumed. D is the total network length. A is the ratio of the network area to the cumulative area of teak plantations (305 ha).....	129

Annexe 1. Matrices de confusion élaborées pour les classifications des images de 1972, 1986 et 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin). Les valeurs sont exprimées en pourcentage du nombre de pixels. \hat{K} est le coefficient kappa.....172

Annexe 2. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney appliqués entre les zones d'entraînement du teck (avec et sans regroupement des teckeraies) et celles des autres types de végétation.....175

Annexe 3. Tableau récapitulatif des classifications effectuées avec différents algorithmes et diverses combinaisons de bandes (image SPOT 5, 2010 ; Tori-Bossito, Département de l'Atlantique).....177

LITES DES SIGLES ET ACRONYMES

ACR	: Analyse Canonique de Redondance
ASECNA	: Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique
CENATEL	: Centre National de Télédétection et de surveillance du couvert forestier
CeRPA	: Centre Régional pour la Promotion Agricole
Dbh	: Diameter at breast height
DGFRN	: Direction Générale des Forêts et Ressources Naturelles
ETM+	: Enhanced Thematic Mapper plus
FAO	: Food and Agriculture Organization
GPS	: Global Positionning System
II	: Infrared Index
INSAE	: Institut National de Statistique et d'Analyse Economique
ISODATA	: Iterative Self-Organizing Data Analysis
JM	: Distance de Jeffries-Matusita
MIR	: Moyen Infra Rouge
ML	: Maximum Likelihood
MSI	: Moisture Stress Index
MSS	: Multri-Spectral Scanner
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
ONG	: Organisation Non Gouvernementale
PIR	: Proche Infra Rouge
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitation
ROI	: Region Of Interest
SIG	: Systèmes d'Information Géographique
TM	: Thematic Mapper
VI	: Vegetation Index

RESUME

Le paysage du Département de l'Atlantique au sud du Bénin subit de profonds changements liés aux pressions anthropiques de plus en plus accentuées (extension des terres agricoles, mauvaises pratiques agricoles, exploitation du bois, urbanisation, croissance démographique galopante) mais très peu quantifiées. Des actions de reboisement principalement basées sur le teck (*Tectona grandis* L.f) ont donc été initiées, afin de freiner cette dégradation alarmante et de satisfaire les besoins en bois des populations. Le suivi et la quantification de la dynamique de l'occupation du sol dans cette zone s'avèrent donc nécessaires pour attirer l'attention sur ces paysages fortement dépendants des pratiques culturelles traditionnelles. L'impact de la diffusion du teck (*Tectona grandis* L.f) sur la structure du paysage au sud du Bénin a été analysé dans le but de quantifier d'une part, à partir de données diachroniques (cartes d'occupation du sol géoréférencées de 1972, 1986 et 2005) et des techniques de l'écologie du paysage, la dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol et d'évaluer d'autre part, les efforts de reboisement en vue de déterminer les rôles que jouent ces plantations dans l'amélioration des composantes du paysage. Pour y parvenir, il a fallu déterminer la dynamique et la tendance évolutive des classes d'occupation du sol ainsi que les principaux processus de transformation spatiale subis par ces classes, fournir les bases permettant de réaliser l'inventaire des teckeraies privées grâce à la détermination de leur signature spectrale, évaluer l'influence de la lisière sur la productivité du bois de teck et enfin, déterminer le rôle des teckeraies dans la connectivité des éléments du paysage.

A partir des données multidates et multisources, la télédétection et le SIG (Système d'Information Géographique) ont permis d'établir la dynamique spatiotemporelle du paysage étudié entre 1972 et 2005. Ainsi, des images Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS), Landsat Thematic Mapper (TM) et Landsat Enhanced Thematic Mapper plus (ETM+) ont été traitées afin d'établir les cartes d'occupation du sol. En outre, si l'utilisation des matrices de transition et le modèle du « decision tree algorithm » a permis d'appréhender différemment la dynamique observée, l'application des techniques de modélisation basées sur la chaîne de Markov du premier ordre a, quant à elle, conduit à simuler les tendances évolutives à l'horizon 2025. La signature spectrale des teckeraies a été approchée grâce à la classification

de l'image SPOT 5 de 2010 combinée aux relevés de terrain, tandis que la productivité ainsi que les fonctions écologiques de ces plantations ont été étudiées grâce aux indices spécifiques à l'écologie du paysage. Il en ressort que le paysage du Département de l'Atlantique a connu, de 1972 à 2005, une dégradation remarquable avec une régression drastique des surfaces naturelles boisées (forêts et divers types de savanes) confirmée par les processus de fragmentation et de suppression, au profit des terres agricoles qui ont connu une croissance nette du fait des processus de création et d'agrandissement. En termes de superficie, les plantations ainsi que les agglomérations (notamment au sud de la zone d'étude) présentent une augmentation significative comme le traduisent les cartes d'occupation obtenues. Il est à noter qu'à court et moyen termes, les tendances observées ne pourront pas être réellement inversées au niveau des végétations naturelles boisées : les superficies des terres cultivées augmenteront et les plantations ne pourront pas compenser les pertes enregistrées ni remplacer tous les services qu'offrent ces formations naturelles.

La cartographie détaillée des plantations de teck rendue possible par l'étude de leur signature spectrale renseigne mieux sur la localisation des zones de forte concentration du teck, mais ne permet pas d'estimer la superficie exacte des teckeraies. Quant à l'effet de lisière, loin d'être une cause de déclassement du bois, il a un impact positif sur la productivité des teckeraies privées dont le but est la production des perches et produits dérivés pour la satisfaction des besoins des consommateurs (bois de services, bois de feu). Le rôle écologique joué par les plantations de teck a été exploré par la création de réseaux de corridors basés sur les teckeraies en vue de réduire l'isolement des quelques taches de forêts qui subsistent encore dans le paysage et de sauvegarder par conséquent les espèces inféodées à ces différents milieux. Les scénarii de réseaux de corridors proposés restent à être expérimentés en vue d'une utilisation optimale des teckeraies.

La gestion durable des teckeraies, de la végétation naturelle et la biodiversité qui leur est associée, nécessite un cadre institutionnel adéquat, un respect de la fonction écologique des paysages, une base technique appropriée, des programmes de développement prenant en compte l'amélioration du niveau de vie et de revenu de la population rurale. L'intégration de ces divers facteurs dans l'élaboration des plans de développement des Communes du Département de l'Atlantique doit être la priorité des décideurs à la base.

L'avantage de la méthodologie utilisée dans cette thèse réside principalement dans la rapidité et le faible coût d'investigation et de suivi du paysage ; ce qui l'adapte bien au contexte d'un pays en développement comme le Bénin.

Mots clés : paysage, dynamique, pression anthropique, reboisement, teckeraies, Bénin.

ABSTRACT

The landscape of Atlantic Department (southern Benin) is facing deep changes due to increasing anthropogenic pressures (extension of agricultural lands, inappropriate agricultural practices and wood extraction, urbanization and population growth) which has not been really quantified so far. Reforestation mainly based on teak (*Tectona grandis* L.f.), was undertaken in order to reduce this alarming degradation and to secure wood supplies. The monitoring and the quantification of land cover dynamics in the study area are therefore necessary to draw attention on these landscapes highly dependent on traditional extensive farming. The impact of teak (*Tectona grandis* L.f.) diffusion on landscape structure in southern Benin was analyzed. The study was intended to quantify the spatiotemporal land cover dynamic using diachronic data (geo data maps from 1972, 1986 and 2005) and landscape ecology techniques; and to assess the reforestation efforts in order to determine the roles played by these tree plantations in landscape components improvement. These consisted in, determining the dynamics and the evolution trend of land cover classes as well as the main spatial transformation processes in these classes; elaborating the suitable bases to inventory teak plantations through the analysis of their spectral signatures, analyzing the edge effects on teak timber productivity and finally, determining the role of teak plantations in the connectivity of landscape elements.

Remote sensing and GIS (Geographic Information System) permitted to assess the spatiotemporal dynamic of the studied landscape between 1972 and 2005, based on multi-dates and multi-sources data. Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS), Landsat Thematic Mapper (TM) and Landsat Enhanced Thematic Mapper plus (ETM+) images were processed to generate land cover maps. Transition matrixes and the "decision tree algorithm" were used to capture differently the observed dynamics while modelling techniques based on the first order Markov chain permitted to simulate future trends up to 2025. The spectral signature of teak plantations was approached through the classification of the 2010 SPOT 5 image combined with field works. The productivity and ecological functions of teak plantation were essentially studied based on indexes specific to landscape ecology. It emerged that the landscape of Atlantic Department was submitted to a progressive degradation from 1972 to 2005 with a drastic

regression of natural woody areas (forests and various types of savannas) as confirmed by the spatial processes of fragmentation and suppression, while agricultural lands significantly increased because of creation and enlargement processes. The area of tree plantations as well as settlements (especially in the south of the study area) increased noticeably as shown by land cover maps. In the short and medium terms, the trends observed could not be reversed regarding wooded areas. Agricultural areas will increase and tree plantations would not be able to compensate the losses of natural vegetation and the related services.

The mapping of teak plantations through their spectral signatures analysis enabled to locate the regions of wide concentration of teak, but the accurate area could not be estimated. The edge effect, far from being a factor of wood downgrading, had a positive impact on the productivity of private teak plantations which are targeted to the production of poles (timber with diameter ranging from 5 to 15 cm) and by-products to satisfy consumers' needs in service wood and firewood. The ecological function of teak plantations was explored by considering corridor network scenarios to reduce the patch isolation of surviving forests in the landscape and to protect the specific species of these forests. These network scenarios must be tested for an optimum use of teak plantations.

The sustainable management of teak plantations, natural vegetation and the related biodiversity must take into account a suitable institutional framework, the respect of landscape ecological functions, an appropriate technical base, the improvement of the livelihoods and income of the rural population. The integration of these various factors in designing the management plans of municipalities in the Atlantic Department must be the top priority of decision makers.

This thesis built on a fast and cheap methodology for investigating and monitoring landscape which is well suited to the context of developing countries such as Benin.

Key words: landscape, dynamics, anthropogenic pressure, reforestation, teak plantations, Benin.

INTRODUCTION GENERALE

1. Contexte de l'étude

Dans de nombreuses régions intertropicales africaines, le paysage naturel, un ensemble d'éco-complexes, est sujet à d'importantes modifications de plus en plus rapides et irréversibles dues aux pressions anthropiques croissantes que subissent les ressources naturelles, avec pour conséquences un dysfonctionnement des écosystèmes terrestres et la perte de biodiversité (Roche, 1998 ; Lorena et Lambin, 2009). Les causes majeures de ces changements sont les diverses pratiques agricoles inappropriées, principalement l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation du bois d'œuvre et d'énergie, la croissance démographique et l'industrialisation mal adaptée (Lambin *et al.*, 2003; Asner *et al.*, 2005). On assiste donc à une augmentation des surfaces anthropisées, une réduction des formations naturelles et une fragmentation du paysage (Henle *et al.*, 2004 ; Henry *et al.*, 2007).

Le phénomène de dégradation des formations naturelles boisées est une situation préoccupante au Bénin, pays à ressources forestières limitées en dépit de sa position géographique (Dahomey-Gap), (Salzmann et Hoelzmann, 2005). En effet, le Bénin figure parmi les 10 pays d'Afrique présentant le plus grand taux de déforestation annuel (2,5%) pour la période 2000 -2005 (FAO, 2005). L'ensemble du territoire béninois est couvert à 68,08% par une végétation arborée ; les forêts et galeries forestières occupent moins de 1 % de la superficie totale du territoire. Cependant, d'importantes superficies de végétations naturelles sont détruites annuellement (soit 70 000 ha) à des fins agricoles, cynégétiques, pastorales et pour la récolte de bois d'œuvre et d'énergie (FAO, 2010).

La faible potentialité en produits forestiers ligneux des formations forestières face aux pressions anthropiques et aux demandes de plus en plus fortes en bois d'une population inégalement répartie (concentrée dans la partie sud du pays), a suscité depuis 1949, des actions de reboisement largement orientées vers les propriétés domaniales (Ganglo *et al.*, 1999 ; Chazdon 2008). Le teck (*Tectona grandis*, L.f.), originaire d'Asie du Sud est de loin, la principale espèce utilisée pour ces plantations en raison de son fort potentiel de croissance et des qualités exceptionnelles de son bois (Pandey et Brown,

2000 ; Bekker *et al.*, 2004), suivi de l'acacia (*Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth.). La gestion des plantations domaniales de teck est principalement orientée vers la production de grumes de bois d'œuvre (Aoudji, 2011). Le succès de ces plantations a incité les collectivités locales, principalement celles du Sud-Bénin, à cultiver le teck sur de petites parcelles (teckeraies privées). Mais, les différentes approches de gestion des plantations domaniales ne peuvent pas être transposées à celles des plantations paysannes dont les propriétaires ne disposent pas des moyens suffisants pour les conduire sur un cycle de production permettant de produire du bois d'œuvre. La production de petits bois (bois de feu, de service) s'inscrivant dans un cycle court de l'ordre de 5 ans, constitue alors la source de revenus plus réguliers adoptée par les paysans planteurs (Aoudji, 2011). La plantation de teck apparaît donc clairement comme une des alternatives incontournables pour la satisfaction des besoins en bois d'énergie et bois de service au Bénin. Le teck étant une espèce héliophile (Behaghel, 1999), une question mérite d'être posée : l'exploitation du potentiel lumineux par les individus de teck en lisière peut-elle accroître cette production de petits bois ? Cette thèse a évalué quantitativement le gradient de production de bois à travers les lignes de plantation.

Le Département de l'Atlantique est une zone de forte concentration humaine à croissance rapide, vu sa proximité avec la plus grande ville et principal centre économique du pays (Cotonou). Il constitue l'une des principales zones pourvoyeuses en produits vivriers (CeRPA Atlantique-Littoral, 2007). Ainsi, la pression anthropique sur les ressources naturelles ne cesse de s'accroître au niveau de la zone d'étude avec le recul des forêts (Akoègninou *et al.* 2006 ; Barima *et al.*, 2010). Le paysage du Sud-Bénin est donc soumis à diverses mutations persistantes, amplifiées par les modes et systèmes inappropriés d'exploitation des ressources disponibles. Ces changements ont des répercussions directes sur l'occupation du sol et sur la structure du paysage (fragmentation de l'habitat, érosion de la biodiversité, forte dégradation des terres), (Lemenih, 2004). Les processus naturels de succession des formations végétales sont alors perturbés sous l'influence des activités anthropiques menées dans cette zone d'étude. La compréhension de la dynamique spatio-temporelle est alors cruciale en raison des interactions avec les activités humaines. C'est pourquoi le suivi et la quantification de la dynamique de l'occupation du sol dans cette zone s'avèrent nécessaires pour

attirer l'attention sur ce paysage en dégradation et fortement dépendant des pratiques culturelles traditionnelles de la population. Il se pose donc la question de savoir quels sont les principaux états de dynamique subis par le paysage et comment évoluent-ils au sud du Bénin? Quels sont les apports aussi bien quantitatifs que qualitatifs des plantations forestières dans la réduction des phénomènes de dégradation et la restauration du paysage, suite aux efforts de reboisement notés au niveau de l'Administration forestière et des collectivités locales ? En effet, les plantations forestières en général peuvent constituer des réservoirs de biodiversité (Oxbrough *et al.* 2005; Carnus *et al.* 2006). Plus particulièrement, les plantations de teck ont une richesse spécifique similaire à celle des forêts secondaires (Saha, 2001).

Les diverses études réalisées dans le cadre de l'évaluation et la protection des ressources naturelles dans la zone d'étude ont concerné la connaissance, la gestion et la conservation de ces ressources naturelles en général et des plantations de teck en particulier (Ganglo *et al.*, 1999 ; Fonton *et al.*, 2001 ; Ganglo et de Foucault, 2006 ; Oloukoi *et al.*, 2006). Malgré leur importance et leur pertinence, l'aspect lié à l'écologie du paysage (s'intéressant particulièrement à l'échelle intégratrice du paysage et son évolution, c'est-à-dire au changement de la structure spatiale qui influence le processus écologique), semble très peu développé bien qu'étant à nos jours, un vaste domaine de recherche écologique encore très peu exploré. De plus, au sud du Bénin, il n'existe pas d'étude exacte sur la dynamique spatio-temporelle du paysage et de ses évolutions qui prenne en considération les plantations forestières. La présente étude quantifie donc la dynamique paysagère au sud du Bénin et évalue l'apport des plantations.

En outre, l'importance de l'utilisation de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG) dans l'analyse de la dynamique spatiotemporelle du paysage, des caractéristiques environnementales et de la gestion des ressources naturelles n'est plus à démontrer (Jensen, 1996 ; Christian et Krishnaya, 2007 ; Barima *et al.*, 2009). Depuis plusieurs décennies, l'imagerie satellitaire, considérée comme outil de base des techniques de télédétection et de la présente étude, est utilisée comme source de données primaires permettant la réalisation de la cartographie du paysage (Cohen et Spies, 1992 ; Martin *et al.*, 1998 ; Brink et Eva, 2009). Les influences des actions anthropiques sur la structure du paysage ne sont pas perceptibles au même niveau d'échelle spatiale. Par conséquent, les

approches d'étude de la dynamique de l'occupation des terres varient en fonction des échelles spatiales et vont des méthodes essentiellement descriptives aux techniques de télédétection et de SIG (Verburg, 2000). A l'échelle de perception humaine, les perturbations du paysage du Département de l'Atlantique ne pourront pas être réellement appréhendées. Il s'avère donc nécessaire de mettre les techniques de télédétection et de SIG à contribution. De plus, à une plus haute résolution, l'imagerie satellitaire permet de constituer une base importante de caractérisation de la signature spectrale des espèces forestières (Rahman *et al.*, 2004). Le teck étant la principale espèce de reboisement, peut-on extraire ses caractéristiques radiométriques et faciliter ainsi son inventaire (en termes de localisation spatiale et de superficie) qui n'est pas exactement connu à l'heure actuelle dans le sud du Bénin ? Ces outils de la géomatique (télédétection et SIG) occupent donc une place de choix dans la conduite de la présente étude. C'est dans le souci de contribuer à la connaissance de la structure et de la dynamique du paysage marqué par les teckeraies privées que la présente étude a été réalisée. Elle se propose, grâce aux outils d'analyse spatiale et au calcul d'indices spatiaux, d'étudier l'impact de l'anthropisation sur les paysages du Sud-Bénin afin de contribuer à la gestion durable des ressources naturelles à travers de développement d'une filière de production basée sur la valorisation des plantations privées de teck.

2. Objectifs et hypothèses de l'étude

L'objectif général de cette étude est de comprendre la dynamique spatiotemporelle des paysages marqués par la présence des teckeraies ainsi que l'impact de celles-ci sur la structure du paysage dans le Sud-Bénin.

De façon spécifique, il s'agira de :

Objectif spécifique 1 : Déterminer les dynamiques spatiotemporelles du paysage de 1972 à 2005 et leurs tendances évolutives ainsi que les processus de transformations spatiales dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin).

Objectif spécifique 2 : Fournir les bases permettant de réaliser, à partir d'une image satellitaire de haute résolution, l'inventaire des teckeraies privées grâce à la détermination de leur signature spectrale.

Objectif spécifique 3 : Evaluer l'influence de la lisière sur la productivité du teck.

Objectif spécifique 4 : Déterminer le rôle des teckeraies privées dans la connectivité des éléments du paysage.

Les divers objectifs spécifiques énoncés sont soutenus par quatre principales hypothèses.

Hypothèse 1 : La dynamique du paysage dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin) tend vers une perte des surfaces naturelles boisées qui subissent les phénomènes de suppression au profit des surfaces agricoles et des plantations qui connaissent des agrandissements.

Hypothèse 2 : La réponse spectrale du teck (*Tectona grandis* L.f.) présente une certaine variabilité intraspécifique dans sa signature spectrale que les paramètres structuraux des plantations peuvent expliquer. Chaque groupe de teckeraie est caractérisé par une réponse spectrale unique qui permet de le distinguer des autres types de végétation.

Hypothèse 3 : Les arbres de lisières présentent une surface terrière plus élevée que les arbres du centre de la plantation; un gradient de production peut être identifié à travers les différentes lignes de plantation.

Hypothèse 4 : Les teckeraies privées principalement considérées comme des unités de production de bois, peuvent servir de corridor entre les taches de forêts naturelles isolées et renforcer ainsi la connectivité dans le paysage.

3. Plan de la thèse

La présente thèse est subdivisée en 8 sections. Elle débute par une introduction générale (cette section) qui présente les objectifs et hypothèses ainsi que la structure du document. Le chapitre 1 est consacré au cadre conceptuel et à la description du milieu d'étude. Les chapitres 2 à 6 complets en eux-mêmes, comportent chacun un résumé, une introduction, l'approche méthodologique, les résultats obtenus et leur discussion, ainsi qu'une conclusion. La huitième section (discussion générale) fait la synthèse des résultats. Enfin, le texte principal est terminé par une conclusion générale.

Le chapitre 1 prend en compte les notions se rapportant aux concepts utilisés dans les chapitres suivants, c'est-à-dire les généralités sur l'écologie du paysage, les notions de télédétection, le système d'information géographique et le modèle mathématique, et se termine par la description du milieu d'étude. Le chapitre 2 aborde l'analyse de la dynamique spatio-temporelle du paysage de 1972 à 2005 et de ses évolutions futures. Ce chapitre permet, grâce à la matrice de transition et à la modélisation, de quantifier l'impact des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol ainsi que l'évolution des modifications du paysage à l'horizon 2025. Dans le chapitre 3, la dynamique paysagère a été abordée en termes d'identification des processus de transformation spatiale. Le chapitre 4 a porté sur l'essai d'identification de la signature spectrale du teck (*Tectona grandis* L.f.) grâce à l'imagerie satellitaire de haute résolution. Ce chapitre aborde donc la cartographie par télédétection des plantations de teck. Dans le chapitre 5, l'impact de la lisière sur les teckeraies privées a été évalué afin de voir les possibilités d'amélioration de la productivité dans ces teckeraies. Quant au chapitre 6, il se focalise sur les possibilités d'usage des teckeraies dans la connectivité du paysage. Des scénarii de réseaux écologiques à base de teckeraies sont proposés afin de maintenir les îlots forestiers encore présents dans le paysage. Ensuite, vient le chapitre 7 (discussion générale) qui fait ressortir les implications entre l'ensemble des résultats en termes de politique de conservation des ressources. Enfin la conclusion générale se termine par des propositions de perspectives.

A la suite des différents chapitres, la thèse prend fin sur les références bibliographiques suivies des annexes qui regroupent entre autres, les résumés des différentes publications effectuées en tant que co-auteur et non prises en compte dans la partie principale de la thèse.

CHAPITRE 1 : CADRE CONCEPTUEL ET GEOGRAPHIQUE DE L'ETUDE

1.1. Concepts et définitions

La présente étude est conceptualisée dans l'une des disciplines les plus jeunes de l'écologie, l'écologie du paysage. Pour ce, elle se base sur les principes et méthodes développés autour de cette science d'une part et les techniques de télédétection d'autre part.

1.1.1. Ecologie du paysage : naissance d'une nouvelle discipline

Le terme « Ecologie du paysage » introduit par Carl Troll en 1939 est l'une des disciplines les plus jeunes de l'écologie qui cherche à expliquer l'influence des processus écologiques sur le paysage (Burel et Baudry, 2003). L'écologie du paysage étudie la dynamique spatiotemporelle des composantes biologiques, physiques et sociales des paysages humanisés et naturels. Elle intervient dans la composition, la structure et le fonctionnement du paysage. L'intensification constante des pressions anthropiques sur les paysages naturels, associés à l'évolution démographique galopante suscitera le développement de techniques et modèles adéquats pour évaluer les interactions entre ces facteurs et ces ressources naturelles (Bogaert *et al.*, 2004). Le paysage étant le socle de l'écologie du paysage, il est important d'expliquer ce terme et de préciser les éléments qui le composent.

1.1.1.1. Le paysage : définitions

Les définitions du terme « paysage » sont multiples. Elles ne s'excluent pas réciproquement, mais sont plutôt complémentaires (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002) et sont considérées en fonction des spécialités en jeu. Parmi plusieurs définitions du paysage proposées par la littérature (Forman et Godron, 1986 ; Green *et al.*, 1996 ; Iorgulescu et Schlaepfer, 2002), une définition du paysage aujourd'hui largement partagée est celle contenue dans la Convention Européenne du Paysage adoptée en France par la loi n° 2005-1272 du 13 octobre 2005 et publiée le 22 décembre 2006 par le décret n° 2006-1643 du 20 décembre 2006 portant publication de la convention européenne du paysage signée à Florence le 20 octobre 2000). Selon cette

définition, « le paysage définit une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations ».

En écologie du paysage, trois principales approches dans les définitions du paysage peuvent être retenues (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002 ; Bogaert et Mahamane, 2005) :

- une première approche selon laquelle le paysage est déterminé par les facteurs environnementaux (climat, topographie, etc.) ou par les facteurs dépendant de l'interaction de ces facteurs environnementaux (végétation, hydrologie, etc.) ; à ces facteurs, on peut également ajouter l'impact anthropique ;
- une seconde approche basée sur la perception de l'environnement par un organisme vivant quelconque, notamment la perception de l'hétérogénéité spatiale du point de vue de ses fonctions vitales ;
- une dernière approche centrée sur la perception de l'environnement par l'homme ; du point de vue anthropocentrique, le paysage est formé par des entités fonctionnelles qui ont un sens pour la vie de l'homme.

Plusieurs autres définitions pertinentes ont été présentées par des scientifiques, souvent différentes mais fonction de leurs spécialités (Pitte, 1983 ; Burel et Baudry, 2003). Globalement, toutes les définitions singularisent l'écologie du paysage par trois aspects en dépit des divergences: (1) l'importance accordée à la configuration d'espaces sur le déroulement des processus écologiques, (2) la considération d'espaces plus étendus que ceux habituellement pris en compte en écologie et (3) la prise en compte de l'impact des activités humaines sur le paysage (Décamps, 2004). Le concept du paysage peut donc se résumer comme un ensemble cohérent d'écosystèmes en interaction ou encore plus brièvement, un ensemble d'éco-complexes (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002 ; Bogaert et Mahamane, 2005). D'une manière générale, le paysage se réfère à une aire relativement large, de quelques hectares à quelques centaines de km² (Forman et Godron, 1986). Mais il faut cependant retenir la prégnance des activités humaines, ou de l'échelle de perception humaine, qui excluent donc des échelles de l'ordre de la région et du continent d'une part et des échelles très locales de l'ordre du m² par exemple d'autre part (Burel et Baudry, 2003). Il est aussi nécessaire

que le niveau de détail offert par la cartographie soit cohérent avec les caractéristiques du phénomène étudié (Hargis *et al.*, 1997; Gustafson, 1998, Bogaert et Mahamane, 2005). Dans le cadre de cette thèse, la taille des paysages varie, allant du Département de l'Atlantique (3233 km²) aux Communes (quelques centaines de km² selon la Commune).

La démarche adoptée en écologie du paysage intègre donc l'objet d'étude (le paysage), ses déterminants (le milieu et la société) et ses effets sur les processus écologiques étudiés (Figure 1.1) (Burel et Baudry, 2003).

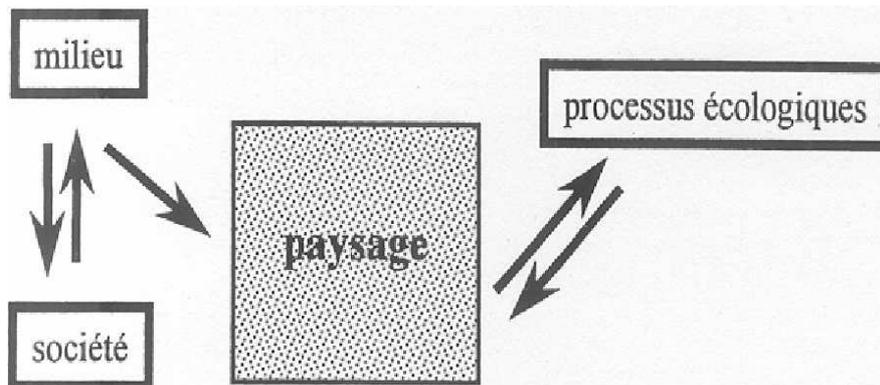


Figure 1.1. Représentation de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation, la dynamique du paysage sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel et Baudry, 2003).

1.1.1.2. Éléments du paysage et importance de la structure spatiale en écologie du paysage

Le paysage est composé de trois principaux éléments distinctifs (Forman et Gordon, 1986). Les taches sont des mosaïques d'unités fonctionnelles encore appelées unités élémentaires du paysage, des surfaces qui diffèrent, par leur apparence et leur composition, de ce qui les entourent (la matrice). Les corridors (deuxième type d'éléments) sont des unités ayant une forme linéaire caractéristique et remplissant des fonctions écologiques de passage, de filtre ou de barrière ; ils assurent la connectivité entre les différentes taches du paysage. Ils sont souvent présents dans un paysage sous forme

d'un réseau. La différence entre les taches et les corridors est essentiellement fonctionnelle et non structurelle ou morphologique. La matrice est l'élément englobant, le plus extensif et le plus connecté du paysage. Elle exerce le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage (Forman, 1995a). L'ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour un processus considéré est appelé « type » ou « classe ». Parmi les différents types d'éléments, on définit la « matrice » comme étant le type le plus répandu et le moins fragmenté (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002). La subdivision du paysage en taches, corridors et matrice (figure 1.2) est connue par le modèle « patch-corridor-matrix » (Forman et Gordon, 1986 ; Forman, 1997).

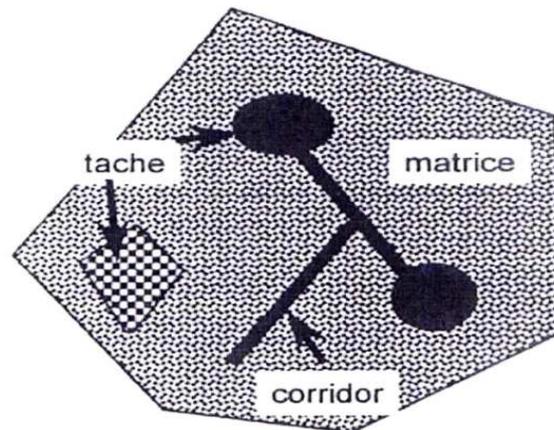


Figure 1.2. Représentation des éléments d'une structure paysagère : les taches, les corridors et la matrice. Les taches et la matrice sont connectées grâce au corridor. (Sources: Hobbs, 2002; Burel et Baudry, 2003).

Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa composition (présence et abondance d'unités ou de types d'unités dans le paysage), sa configuration (arrangement spatial et géométrie des éléments du système) et sa fonction (mécanismes de fonctionnement) (figure 1.3). Un changement d'un des éléments aura des répercussions sur les deux autres (Bogaert et Mahamane, 2005). Cette relation triangulaire, décrit l'interdépendance de la configuration, des types de composition et des processus (flux, processus spatiaux, biologique et écologique) de tous les systèmes écologiques et constitue la base de la recherche en écologie du

paysage (Noon and Dale 2002). En effet, les structures caractéristiques des paysages sont vraisemblablement le résultat de l'action des processus écologiques, c'est-à-dire que certains processus (écologiques) produisent des configurations particulières (par exemple, les habitats spatialement dispersés proviennent de la fragmentation). En analysant les structures du paysage et leur dynamique, des déductions utiles au sujet des processus écologiques fondamentaux peuvent être faites, et vice versa (Bogaert *et al.*, 2004). Cette proposition est une hypothèse centrale de l'écologie du paysage connue sous le terme « pattern/process paradigm » (Bogaert et Mahamane, 2005).

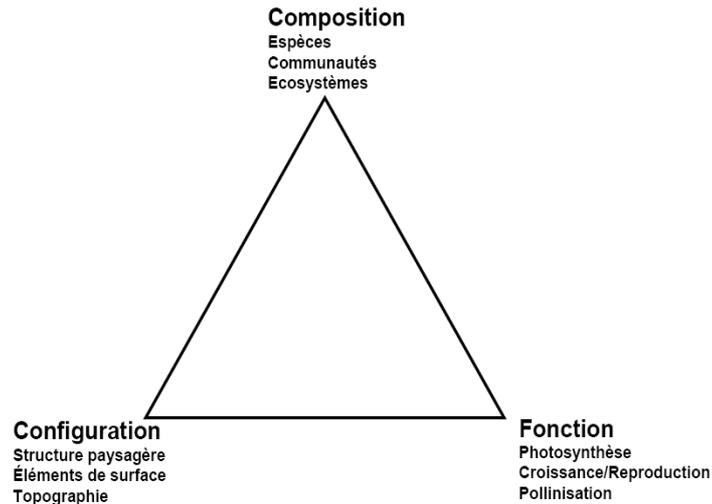


Figure 1.3. Les éléments clés caractérisant chaque système écologique, sans tenir compte de l'échelle spatio-temporelle. Les éléments sont connectés par un triangle équilatéral pour illustrer leur interdépendance (Noon and Dale, 2002).

Afin d'étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est utile de décrire ces structures en termes quantifiables. Une série d'indices (landscape metrics) a donc été développée à cet effet (Farina, 2000; Bogaert et Mahamane, 2005). Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al.*, 1987). Puisqu'aucune mesure ne peut résumer à elle seule toute la complexité de l'arrangement spatial des taches, un ensemble de mesures doit généralement

être effectué (Dale *et al.*, 1994; Bogaert et Mahamane, 2005). Dans le cadre de cette thèse, des indices de dominance, de fragmentation et de connectivité ont été utilisés. La dominance indique la proportion d'aire occupée par la tache dominante dans une classe d'occupation du sol donnée. La fragmentation est un processus caractérisé par une diminution de la surface totale d'un habitat par son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité (Burel et Baudry, 2003). La connectivité désigne le fait que deux taches de même type soient adjacentes ou jointes dans l'espace ; c'est donc un processus essentiel de la dynamique des paysages après perturbation ou abandon des terres agricoles (Burel et Baudry, 2003).

1.1.1.3. La lisière et son influence sur la production du bois

La lisière peut être perçue comme un écotone définissant la limite entre les écosystèmes. Les lisières sont les premiers éléments du paysage concernés par les changements d'occupation du sol (Alignier, 2010). Les interactions entre la lisière et la zone intérieure (habitat de structure et de composition homogènes) sont très faibles ou nulles (Dangerfield *et al.*, 2003). La lisière constitue donc un habitat particulier avec des caractéristiques écologiques voire des espèces propres. Le vent et la lumière sont généralement des paramètres qui jouent un rôle important au niveau de la lisière. Ils déterminent quelles espèces de plantes peuvent survivre en lisière, ce qui aura un impact majeur sur le sol et les espèces animales présentes. L'orientation des forêts constitue un autre facteur non négligeable. En effet, en fonction de la longitude et de la latitude, certains côtés des forêts subiront de plus fortes influences de la lumière du soleil (Forman, 1995b). Au point de vue économique et de la sylviculture en particulier, on peut mettre en avant l'effet favorable des lisières sur la production rapide du bois de qualité tout en conservant le couvert diversifié des lisières (Snoeck et Baar, 2001). L'étude de l'effet de lisière permettra donc de mettre en évidence, de façon quantitative l'impact de ces différents facteurs (en occurrence la lumière) sur les arbres de lisière comme c'est le cas dans cette thèse.

1.1.2. Dynamique paysagère

Le paysage subit constamment des changements dans sa composition et dans sa configuration. Les processus tels que la succession écologique et les

perturbations naturelles ou anthropiques sont les principales causes. Ainsi, comme source d'hétérogénéité spatio-temporelle, les perturbations constituent un des moteurs de la dynamique du paysage (White et Jentsch, 2001) qui peut être décrite par des changements dans le temps et dans l'espace, et des indices de structure spatiale (Schlaepfer, 2002). Des méthodes complémentaires utilisées dans le cadre de cette thèse, permettent d'analyser cette dynamique paysagère. Il s'agit de l'élaboration de la matrice de transition et de l'identification des processus de transformation spatiale.

1.1.2.1. Matrice de transition

L'élaboration de la matrice de transition est une méthode permettant de décrire de manière condensée, les changements d'état des éléments (classes d'occupation du sol) d'un paysage pendant une période donnée (Schlaepfer, 2002 ; Barima *et al.*, 2010). C'est une matrice carrée qui informe sur la proportion d'affectation d'une classe i d'utilisation du sol à un état j réalisée pendant une période bien précise. Elle ne tient compte que des états des éléments aux temps initial et final. Les données de base de cette matrice sont issues des cartes d'occupation du sol réalisées suite à une opération de superposition dans un logiciel de SIG. Dans la matrice élaborée, les valeurs sur la diagonale correspondent aux surfaces n'ayant pas modifié leur état pendant la période concernée. Les éléments hors de la diagonale représentent les changements d'occupation du sol, c'est-à-dire les valeurs qui indiquent la dynamique opérée dans le paysage durant la même période.

1.1.2.2. Processus de transformation spatiale

L'étude des processus de transformation spatiale est une autre approche permettant d'analyser la dynamique structurelle du paysage. Dix processus de transformation spatiale ont été proposés par Bogaert *et al.*, (2004) sur base de (i) la superficie des taches, (ii) le périmètre des taches et (iii) le nombre de taches (figure 1.4). Ces caractéristiques sont identifiées comme les principaux éléments pour la description de la configuration paysagère (Giles et Trani, 1999 ; Bogaert *et al.*, 2004).

Ainsi, suivant ce modèle « dichotomique », les processus de transformation du paysage retenus sont l'agrégation (fusion de taches), la suppression (disparition de taches), la création (formation de nouvelles taches), la

déformation (changement de forme des taches), l'agrandissement (expansion de taille des taches), la perforation (formation de trous dans les taches), le déplacement (translocation des taches), le rétrécissement (réduction de taille des taches), la fragmentation (rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes de formes et de tailles différentes) et la dissection (subdivision des taches par des lignes de petite dimension). Sur la base de ce modèle, des informations sur les causes de la transformation du paysage peuvent être fournies par la détermination du processus de transformation puisque la dynamique des conversions spécifiques du paysage peut être liée à des initiateurs bien définis. Aussi, les processus de transformation spatiale correspondent-ils aux différentes phases observées dans la séquence qui constitue la dynamique paysagère. On observe souvent la séquence dissection-fragmentation-rétrécissement-suppression ou la séquence création-agrandissement-agrégation.

Les méthodes scientifiques utilisées en écologie du paysage sont entre autres la télédétection, les systèmes d'information géographique (SIG), les techniques d'échantillonnage, les méthodes statistiques et la modélisation (GECOPA, 2004).

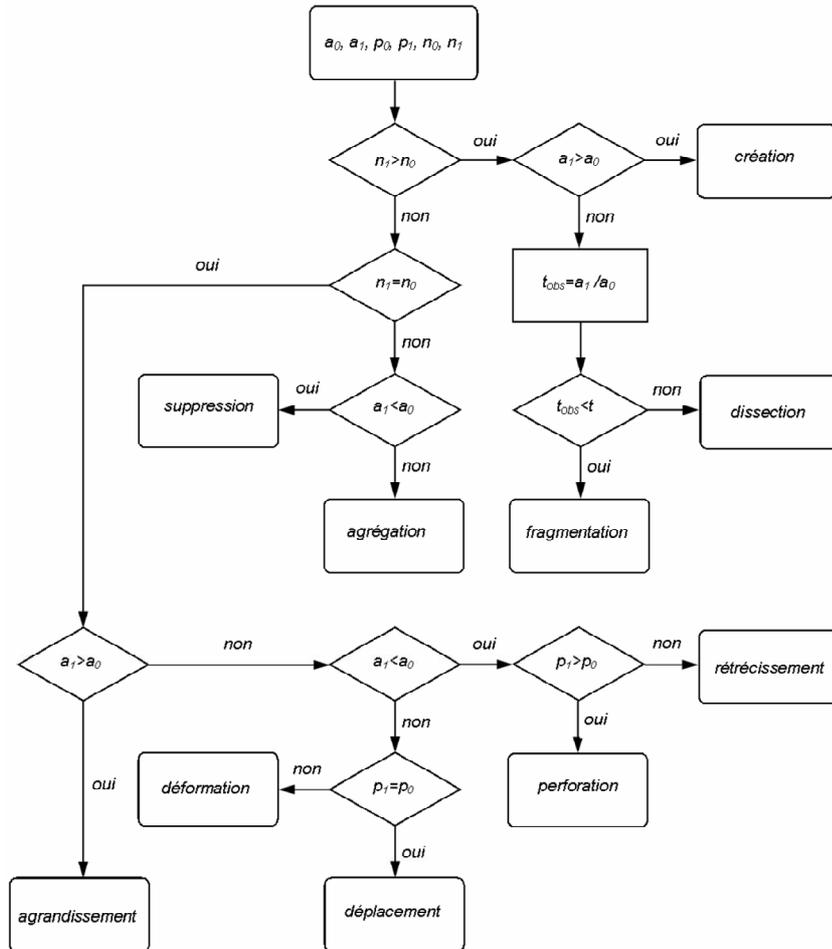


Figure 1.4. Identification du processus de transformation spatiale « decision tree algorithm ».

Pour chaque classe d'occupation du sol, la surface, le périmètre et le nombre de taches avant (a_0 , p_0 et n_0) et après (a_1 , p_1 et n_1) la transformation sont déterminés. Ensuite, le changement de chacune de ces trois caractéristiques est utilisé pour identifier un processus représentatif de la dynamique observée. Pour séparer les processus de fragmentation et de dissection, $t_{obs} = a_1/a_0$ est calculé et comparé à une valeur seuil prédéfinie de diminution d'aire (t). Le processus dominant est la fragmentation si $t_{obs} < t$ et dans le cas contraire le processus est la dissection (Bogaert *et al.*, 2004).

1.1.3. La télédétection

La télédétection regroupe l'ensemble des connaissances et des techniques utilisées pour l'observation, l'analyse, l'interprétation et la gestion de l'environnement à partir des mesures et d'images obtenues à l'aide de plates-formes aéroportées, spatiales, terrestres ou maritimes (Campbell, 2006). Elle prend en compte la dimension spatiale dans des régions où l'accessibilité et le manque d'informations géographiques entraînent des difficultés à généraliser des observations réalisées au sol. Ainsi, l'analyse des caractéristiques environnementales, culturelles et la gestion des ressources naturelles grâce aux techniques de télédétection ne sont plus à démontrer. La télédétection a ajouté une dimension supplémentaire à l'étude du paysage. Elle offre en effet d'importants avantages: (i) l'influence de l'observateur est évitée à cause de la grande distance qui sépare le capteur et l'objet; (ii) des mesures à grandes échelles (régionale ou globale) peuvent être effectuées et de façon répétée; (iii) une grande variété de données peuvent être obtenue grâce à la grande gamme de bandes spectrales et de capteurs (Quattrochi et Pelletier, 1990; CCT, 2007).

1.1.3.1. Caractéristiques des images satellitaires

Une image est une matrice de pixels qui résulte de la détection par un capteur de l'énergie électromagnétique ayant interagit avec une cible et qui est postérieurement restituée en un format digital (image numérique) ou chimique (photographie). Cette énergie électromagnétique est généralement référée à la réponse spectrale de la cible (Franklin, 2001 ; Gourmelon *et al.*, 2007). Il existe plusieurs systèmes de formation d'images en télédétection, conçus afin de détecter les réponses spectrales dans différentes régions du spectre électromagnétique. La télédétection utilise ainsi les longueurs d'onde qui ont une faible absorption et donc une transmission élevée. Les régions du visible, du proche infrarouge et de l'infrarouge thermique sont des fenêtres de faibles absorptions sur lesquelles la télédétection se concentre pour la collection des données (Harris, 1987). Les régions de longueur d'onde vont de l'ultra-violet à l'infrarouge à courte longueur d'onde (350-2500 nm) (Franklin, 2001).

Il existe quatre types de résolution d'image, chacune d'elle influence l'échelle, l'interprétation de l'image et la modélisation expérimentale (Franklin, 2001). La résolution spatiale est la mesure du plus petit objet qui peut-être distingué par le capteur, c'est le niveau de détail (Martin *et al.*, 1998). La résolution spectrale est le nombre et la dimension des intervalles de longueur d'onde spécifiques ou des bandes dans le spectre électromagnétique pour lesquels le capteur est sensible (Lee *et al.*, 1990). La résolution radiométrique d'un système de télédétection représente la sensibilité du détecteur aux petites différences de force du signal, ou du flux de rayonnement énergétique, dans des longueurs d'onde spécifiques. Chaque pixel d'une image est représenté par une valeur numérique variant dans l'intervalle compris entre 0 et $2^{\text{#bits}}-1$. Ainsi, un capteur disposant de 8 bits peut enregistrer les données à 2^8 , soit 256, niveaux d'intensité disponibles (CCT, 2007). La résolution temporelle est la fréquence à laquelle une image est acquise sur une localisation donnée (Bonn et Rochon, 1992 ; CCT, 2007). L'acquisition périodique et continue de données permet d'évaluer les changements ayant lieu à la surface de la terre.

Dans le cadre de cette thèse, les images de type Landsat MSS (Multi Spectral Scanner) de 1972, Landsat TM (Thematic Mapper) de 1986, Landsat ETM+ (Enhanced Thematic Mapper plus) de 2005 et SPOT 5 (Satellite Probatoire d'Observation de la Terre) de 2010 ont été utilisées. Le Landsat est le premier satellite d'observation de la terre civil lancé en 1972. Le capteur Multi-Spectral Scanner (MSS) est le premier capteur d'observation embarqué dès le lancement du satellite Landsat 1. La résolution spatiale effective du Landsat MSS est de 79 m avec une résolution spectrale de 4 bandes dans les longueurs d'onde du vert, du rouge est du proche infrarouge (PIR). Les données sont encodées sur 6 bits ; par conséquent, les images MSS sont peu détaillées du point de vue radiométrique. Leur grand intérêt réside dans l'existence d'archives remontant à 1972 en offrant des possibilités d'études rétrospectives comme c'est le cas dans cette thèse. Les images Landsat TM sont issues d'un capteur plus amélioré dont les caractéristiques techniques expliquent les meilleures performances spectrales (7 bandes dans les longueurs d'onde du bleu, du vert, du rouge, du PIR, de l'infrarouge moyen et thermique), spatiales (30 m) et radiométriques (8 bits, soit 256 niveaux d'information). Landsat ETM+ est une version améliorée du capteur Thematic Mapper. Le radiomètre ETM+ permet d'offrir des images caractérisées par deux bandes

spectrales supplémentaires par rapport aux données TM : une bande panchromatique de résolution spatiale 15 m et une bande dans l'infrarouge thermique d'une résolution de 60 m. Le satellite SPOT 5 possède le capteur haute résolution HRG 2 qui enregistre les données en mode multispectral. L'image SPOT 5 est donc une image en couleur dérivée d'images multispectrales acquises simultanément dans 4 bandes spectrales (vert, rouge, PIR et MIR). La résolution spatiale est de 10 m dans les trois premières bandes et 20 m dans l'infrarouge moyen (MIR) avec une résolution radiométrique de 8 bits (256 niveaux d'intensité).

1.1.3.2. Caractéristiques spectrales de la végétation

L'imagerie optique (longueur d'onde comprise entre 0,35 et 2,5 μm) étant de loin la plus utilisée dans les études environnementales (Franklin, 2001), la réflectance enregistrée par les capteurs est donc l'énergie réfléchiée par les objets cibles. La distinction la plus importante qui peut être faite à propos de la réflectance des objets perçus par télédétection est celle entre les surfaces végétales et celles sans végétaux. La végétation est reconnaissable à sa réflectance relativement faible dans la portion visible du spectre électromagnétique et relativement élevée dans la partie du proche infrarouge (PIR), (figure 1.5). Les surfaces non végétales (eau, sol nu, béton) ont des réflectances similaires dans le visible et le PIR (Rahman *et al.*, 2004). Dans le spectre visible (0,35 à 0,7 μm) la végétation verte a une faible réflectance dans le bleu et dans le rouge et une réflectance forte dans le vert. La réflectance est la plus élevée dans le PIR (0,7 à 1,3 μm) et elle redescend dans le moyen infrarouge (MIR) (1,3 à 1,9 μm). La distribution des valeurs de la réflectance des couverts végétaux dépend à la fois de la nature des plantes qui les composent, de leur état physiologique, des organes végétaux notamment les feuilles et leur arrangement spatial ainsi que du sol sous-jacent (Guyot, 1989). L'étude du comportement spectral des végétaux est donc très complexe (Pouchin, 2001). Les bandes rouges et PIR présentent un intérêt majeur car, en plus de présenter une faible dépendance à l'égard des conditions atmosphériques, il y a un écart important entre leur niveau de réflectance. Des combinaisons de ces deux bandes permettent ainsi de discriminer et de révéler des propriétés particulières des végétaux (Caloz et Collet, 2001).

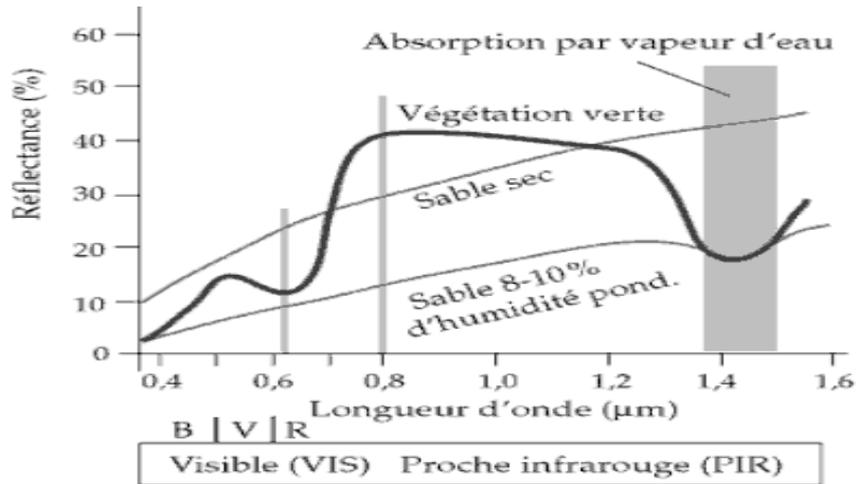


Figure 1.5. Particularités de la réflectance des végétaux et des sols (Caloz et Collet, 2001).

1.1.3.3. Rapports spectraux et indices de végétation

Les rapports spectraux consistent en la division de la réflectance d'une bande spectrale par les valeurs correspondantes dans une autre bande. Les rapports de bandes permettent d'exprimer les caractéristiques spectrales de l'image indépendamment des variations des conditions d'illumination dans la scène et donc de compenser les variations d'illumination dues aux variations de topographie (Soyer et Alexandre, 1987 ; Bannari, *et al.*, 1997; Lillesand *et al.*, 2008). Par exemple, le rapport proche infrarouge sur rouge pour la végétation en bonne santé est normalement très haut. Alors que pour la végétation stressée le rapport est typiquement plus bas car la réflectance dans le proche infrarouge diminue alors que celle dans le rouge augmente.

En dehors des rapports de bandes, des combinaisons mathématiques appelées indices de végétation peuvent être effectuées. Il a été démontré que plusieurs combinaisons des bandes rouge et proche infrarouge constituent des indicateurs sensibles à la présence et au degré de verdure de la végétation. Les surfaces végétales ont généralement une valeur élevée pour ces indices car elles ont une réflectance relativement élevée dans le proche infrarouge et faible dans le visible. Par contre, l'eau et les nuages ont une

plus grande réflectance dans le visible que dans le proche infrarouge, ils ont donc une valeur négative de ces indices. Les roches et les sols nus ayant des réflectances similaires dans les deux bandes, sont caractérisés par des valeurs proches de zéro pour ces indices (Lillesand *et al.*, 2008).

1.1.3.4. Traitement numérique des images satellitaires

Le traitement numérique des images se réfère à divers procédés dont entre autres, le prétraitement et la classification de l'image.

Prétraitement des images

Avant de procéder à l'analyse et à l'extraction d'informations des images, il faut en général procéder à des opérations de prétraitement qui consistent en des corrections radiométriques et géométriques (Bonn et Rochon 1992). En effet, les effets radiométriques et géométriques peuvent créer des changements significatifs dans l'analyse des images. Les corrections radiométriques sont nécessaires à cause des variations dans l'illumination et dans la géométrie de visée d'une scène, des conditions atmosphériques, du bruit et de la réponse du capteur (Yuan et Elvidge, 1996). Les corrections radiométriques résultant de l'acquisition des données sont généralement traitées avant leur livraison par les fournisseurs commerciaux (Franklin, 2001). Le traitement géométrique des images est effectué pour déterminer la précision spatiale et le positionnement thématique des données de télédétection. Des correspondances géométriques de l'image avec un système de coordonnées au sol sont donc effectuées (Jensen, 1996). Dans le cadre de cette étude, les grandes déformations géométriques ont été corrigées par le fournisseur des images. Quant aux petites corrections, elles ont été effectuées par le Centre National de Télédétection (CENATEL, Bénin).

Classification des images

La classification vise à produire des groupes de réponses spectrales similaires qui permettent ensuite de cartographier le paysage en une série de couvertures du sol différentes. Il existe trois approches standards de classification : la classification supervisée, non supervisée et des approches modifiées (Schowengerdt, 2007; Lillesand *et al.*, 2008 ; Brink et Eva, 2009). La classification supervisée est un processus guidé par un interprète humain, habituellement par l'utilisation de zones d'entraînement. Des échantillons,

assez homogènes de l'image, représentatifs de différents types de surfaces sont donc identifiés et utilisés pour reconnaître sur la totalité de l'image des régions aux propriétés spectrales similaires. La classification non supervisée est une méthode probabiliste qui repose sur les propriétés statistiques des groupes de réponses spectrales homogènes des pixels afin de révéler la structure des classes, qui sont ensuite associées à des classes d'information nommées par l'analyseur dans une étape ultérieure de production de carte. L'intervention humaine n'est donc pas totalement exemptée de la classification non-supervisée. Les approches modifiées (hybrides) peuvent induire quelques ajustements à la classification supervisée ou non supervisée (par exemple en implémentant des groupements par classification non supervisée qui servent de zones d'entraînement pour une classification supervisée) (Franklin, 2001). Dans le présent document, les classifications supervisée et hybrides sont appliquées respectivement sur l'image SPOT 5 et sur les images Landsat. Le succès de la classification doit être évalué. La précision peut être basée sur un échantillon indépendant de classes provenant du terrain ou sur base de matrices d'erreur (ou de confusion) à partir desquelles sont calculés un certain nombre d'indice de précision (Banko, 1998 ; Franklin, 2001).

1.1.4. Système d'information géographique (SIG)

Les systèmes d'information géographique (SIG) sont des systèmes capables de stocker, partager, consulter et manipuler les objets représentés sur les cartes et les plans avec leur description géométrique ainsi que toute l'information qui leur est attachée (Laurini et Milleret-Raffort, 1993). Par ses performances techniques notamment la représentation cartographique, l'analyse et la simulation, ils se révèlent être un puissant outil de prise de décision de suivi et d'aménagement (CCT, 2009). La carte au sein d'un SIG permet de disposer, dans une même base de données, d'informations d'origine différente et concernant un même paysage, de réduire la complexité des opérations qu'exige le changement d'échelle par des nouveaux dessins, des reports d'information, de faciliter la résolution des calculs des distances, aires (Lanter, 1992 ; CCT, 2009). Les SIG sont donc très précieux notamment en environnement, vu que les sciences attachées à ce domaine gèrent des données géoréférencées.

1.1.5. Modélisation de la dynamique paysagère par la technique de Markov

La modélisation des changements du paysage constitue un important outil d'aide à la décision qui permet d'examiner la conséquence des dynamiques actuelles sur le long terme. Les efforts de modélisation sont actuellement importants en écologie du paysage (Harms *et al.*, 1992; Schoute *et al.*, 1995 ; Barima *et al.*, 2010). Parmi les procédés de modélisation, le modèle de Markov de premier ordre a été utilisé dans le cadre de cette thèse. Il offre une possibilité prospective en permettant de simuler un état futur seulement à partir de l'état présent connu et non en se basant sur l'observation des évolutions passées et leurs probabilités (Weng, 2002). Il a l'avantage de fournir une méthode de complexité limitée par laquelle un système dynamique pourrait être détaillé et examiné. En plus de mesurer les changements d'utilisation du territoire qui se sont produits, cette approche permet de faire ressortir les tendances qui étaient non-évidentes dans le jeu de données de départ (Muller et Middleton, 1994). Pour ce faire, une matrice de probabilité annuelle P est élaborée à partir de la matrice de transition qui contient les transitions observées (Urban et Wallin, 2001). Les taux des superficies des classes du paysage sont transcrits en un vecteur $M_A(t)$. En considérant l'occupation du sol comme un processus stochastique (Moore, 1990), et les différents changements comme des états de la chaîne de Markov (Stewart, 1994 ; Weng, 2002), le produit de ces deux matrices servira à prédire la composition du paysage à une date $t+1$, notée $M_A(t+1)$ à partir d'une chaîne de Markov.

1.2. Milieu d'étude

La présente étude est réalisée dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin. La production de teck par les planteurs privés (teckeraies privées) est plus développée dans cette partie du Sud-Bénin qui contribue pour 69,2 % à la production nationale de bois de service (DGFRN, 2010) provenant essentiellement des plantations privées. De plus, toutes les zones agro-écologiques où le teck est planté au Sud-Bénin (terres de barre et dépressions) y sont représentées.

1.2.1. Cadre physique

1.2.1.1. Situation géographique et administrative

Le Département de l'Atlantique est situé entre 6°25' et 7°00' de latitude Nord et entre 1°30' et 2°36' de longitude Est. Limité au nord par le Département du Zou, au sud par l'océan Atlantique et le Département du Littoral, à l'est par le Département de l'Ouémé, et à l'ouest par les Départements du Mono et du Couffo, il couvre une superficie de 3233 km² soit 2,8 % du territoire national (INSAE, 2008), (figure 1.6). Ce Département est subdivisé en 08 Communes : Abomey-Calavi, Allada, Kpomassè, Ouidah, Sô-Ava, Toffo, Tori-Bossito, et Zè. Chaque Commune est subdivisée en Arrondissements, eux-mêmes subdivisés en villages et quartiers de ville.

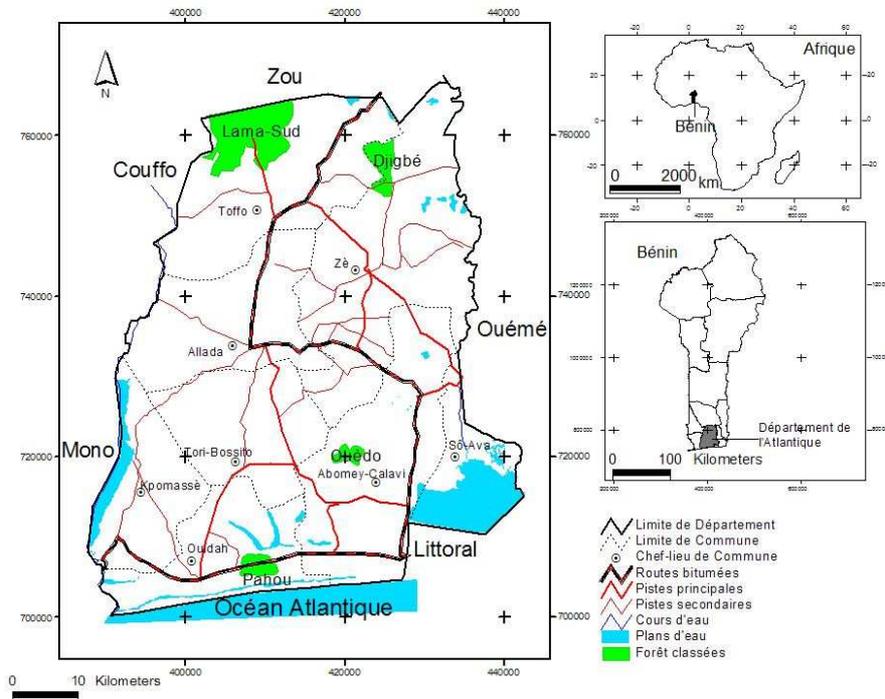


Figure 1.6. Localisation du Département de l'Atlantique (Sud-Bénin).

1.2.1.2. Géomorphologie et pédologie

Le Département de l'Atlantique a un relief peu accidenté. On distingue principalement un cordon littoral sablonneux au sud, un plateau de terre de barre (majeure partie du Département), des zones de vallées, et la dépression de la Lama. Le cordon littoral sablonneux s'étend le long de la côte, avec une largeur de 2 à 5 km. Il est découpé par des lagunes et des marais. Le plateau de terre de barre (plateau d'Allada) occupe la partie centrale du Département. D'une altitude moyenne de 100 m, il s'incline légèrement vers la côte et surplombe au Nord la dépression de la Lama. Il couvre les communes d'Allada, Toffo, Tori-Bossito, Zè, et Abomey-Calavi. Quant à la région des vallées, elle comprend les bordures des lacs et les vallées des fleuves. La dépression de la Lama, située dans la partie Nord du Département, est un vaste sillon qui sépare le plateau d'Abomey au nord de celui d'Allada au sud.

Sur le plan pédologique, il existe quatre types de sols dans le Département de l'Atlantique. Les terres de barre constituent le type de sol prédominant (60%) développé sur les plateaux (Volkoff et Willaime, 1976). Les vertisols sont des sols argileux de couleur sombre en surface, caractéristiques de la dépression de la Lama au Nord. Les sols minéraux bruts et peu évolués sont rencontrés sur le cordon littoral. Leur texture est faite de sable, avec une teneur atteignant 90 % par endroits. Quant aux sols hydromorphes, ils sont caractérisés par une présence plus ou moins prolongée d'eau et localisés dans les vallées des cours d'eau et aux abords des plans d'eau du cordon littoral (Azontondé, 1991). La culture du teck se fait principalement sur les terres de barre et les vertisols.

1.2.1.3. Climat

Dans le Département de l'Atlantique, il y règne un climat de type subéquatorial, caractérisé par deux saisons pluvieuses et deux saisons sèches. La grande saison pluvieuse s'étend de mars à juillet. Elle est suivie de la petite saison sèche, caractérisée par une baisse des précipitations pendant le mois d'août. La petite saison pluvieuse couvre les mois de septembre et octobre. La grande saison sèche dure de novembre à février. La moyenne des précipitations annuelles est d'environ 1100 mm. Les températures moyennes

mensuelles varient au cours de l'année, entre 27 et 31°C, avec une amplitude thermique d'environ 3,8 °C (ASECNA, 2004). Le mois de février est le mois le plus chaud, le mois d'août étant le plus froid. Ces températures conviennent au bon développement des plants de teck dont les températures optimales se trouvent entre 13°C et 43°C (Pandey et Brown 2000). La lumière est d'une importance majeure dans la croissance des arbres, en occurrence le teck, puisqu'elle est indispensable pour la photosynthèse (Trochain, 1980). L'insolation moyenne annuelle varie de 2140 heures/an à 2296 heures/an (ASECNA, 2004). Ces valeurs de l'insolation sont favorables au bon développement du teck qui est une plante héliophile. En effet, le teck exige beaucoup de lumière; il ne tolère l'ombre à aucun stade de sa vie et doit bénéficier d'une lumière supérieure complète pour bien se développer (Pandey et Brown 2000). L'humidité relative oscille en moyenne entre 45 et 95%, les valeurs les plus élevées étant présentes durant les mois pluvieux (du mois d'avril au mois de juillet). L'humidité relative au sein des plantations diminue en saison sèche, lorsque les feuilles tombent.

1.2.1.4. Ressources en eau

Le réseau hydrographique est composé de plans et cours d'eau. Les lacs Nokoué (150 km²) et Ahémé (85 km²) sont les principaux plans d'eau. Ils sont reliés aux deux plus importants cours d'eau du Département que sont le fleuve Couffo (qui se jette dans le lac Ahémé) à l'ouest, et la rivière Sô (qui se jette dans le lac Nokoué) à l'est. Le réseau hydrographique comprend aussi une façade maritime (océan Atlantique), des petits lacs, la lagune côtière, des marais le long de la côte et des marigots saisonniers.

1.2.2. Ressources végétales et fauniques

La mosaïque de forêts denses semi-décidues et de savanes guinéennes qui constitue la végétation naturelle de la région est actuellement largement dégradée. Elle a laissé place à des espaces cultivés parsemés d'îlots forestiers de faible étendue (Salzmann et Hoelzmann, 2005). Ces reliques de la végétation naturelle sont conservées par les populations sous forme de forêts sacrées (Kokou et Sokpon, 2006). Les pressions anthropiques sur la végétation naturelle notamment la pratique de la culture itinérante sur brûlis (figure 1.7) constituent l'une des principales causes de cette dégradation. La

faune a aussi connue une régression, à cause de la destruction de ses habitats. Cependant, des espèces telles que l'aulacode (*Thryonomys swinderianus* Temminck) et le lièvre (*Lepus crawshayi* de Winton) sont fréquemment rencontrées dans les jachères et aux lisières teckeraies-champs.



Figure 1.7. Illustration de la pratique de mise en culture sur brûlis suite au défrichement d'une savane arbustive (Commune de Tori-Bossito ; Toyi, 2009).

1.2.3. Caractéristiques démographiques

Le Département de l'Atlantique constitue l'une des zones de forte concentration humaine où se sont développées d'importantes activités économiques. Sa population est estimée en 2011 à 1073709 d'habitants, soit 11,8 % de la population béninoise sur seulement 2,8 % du territoire (INSAE, 2008). La densité de population est estimée en moyenne à 332 habitants/km², mais varie d'une Commune à une autre. La Commune de Zè a la plus faible densité: 112 habitants/km² contre la Commune d'Abomey-Calavi qui enregistre la plus forte densité : 571 habitants/km² (INSAE, 2006). En effet, cette Commune connaît une urbanisation rapide, à cause de

la proximité de Cotonou, plus grande ville et principal centre économique du pays.

La région d'étude est caractérisée par une grande diversité ethnique et culturelle. Les groupes socioculturels dominants sont : les Aïzo, les Fon, et les Toffin qui représentent respectivement 32,6 %, 28,9 %, et 9,5 % de la population (INSAE, 2003).

1.2.4. Caractéristiques économiques

Dans la zone d'étude, l'agriculture (y compris l'élevage), la sylviculture, le commerce, et l'artisanat constituent les principaux secteurs économiques.

L'agriculture constitue une activité principale pratiquée dans le Département de l'Atlantique. La superficie de terres cultivables est estimée à 240 000 ha dont moins de 100 000 ha cultivées (CeRPA Atlantique-Littoral, 2007). Les principales spéculations sont : le maïs et le manioc (base de l'alimentation des populations), la patate douce, le niébé, l'arachide, l'ananas, les cultures maraîchères, et les plantes fruitières. Les cultures maraîchères (tomate et légumes-feuilles) se développent, en réponse à la demande urbaine. La culture des plantes pérennes prend en compte le palmier à huile qui est plus cultivé sur le plateau de terre de barre. On rencontre les palmeraies industrielles gérées actuellement par des Coopératives d'Aménagement Rural (CAR) et les palmeraies privées. Les autres cultures pérennes sont constituées des plantations de cocotier sur le cordon littoral, d'agrumes et de manguiers sur le plateau de terre de barre. Le cheptel élevé est très diversifié et concerne les ovins, les caprins, les porcins, les bovins dans une moindre mesure, les volailles, les lapins et les aulacodes. Les activités de pêche comprennent la pêche continentale (développée dans les Communes d'Abomey-Calavi, Sô-Ava, et Kpomassè) et la pêche maritime (artisanale et industrielle) pratiquée surtout dans la Commune de Ouidah. On observe une surexploitation des ressources due à l'utilisation des engins prohibés (filets à petites mailles) qui induit la baisse de la production halieutique.

Les principales essences forestières plantées sont le teck (*Tectona grandis* L.f.) et l'acacia (*Acacia Auriculiformis* A. Cunn. ex Benth.). La sylviculture est pratiquée aussi bien par l'Etat (plantations domaniales) que par les collectivités locales et les paysans (plantations privées). Les plantations

domaniales de type industriel sont localisées dans les forêts classées de Djigbé, Lama-Sud, Pahou, et de Ouèdo qui couvrent une superficie totale de 13651 ha (MEPN et PNUD, 2009). L'essentiel de cette superficie est principalement affecté aux plantations de teck pour la production de bois d'œuvre et aux plantations d'acacia en second lieu, destinées à approvisionner les centres urbains en bois de feu. Les mêmes espèces (teck et acacia) sont les plus plantées par les privés. La sylviculture à petite échelle (plantations privées) est la principale pourvoyeuse de bois de service dans la région, grâce aux perches de teck et d'acacia.

Les entreprises de commerce mobilisent 32 % de la population active du département (INSAE, 2003). Les échanges commerciaux portent sur de nombreux produits locaux et importés (produits agricoles bruts, produits manufacturés, produits artisanaux.). On enregistre dans le Département une cinquantaine de marchés qui s'animent à une périodicité de cinq. L'artisanat assez diversifié occupe un nombre non négligeable d'acteurs dans les domaines de la couture, la coiffure, la mécanique, la menuiserie, la vannerie, la maçonnerie.

1.3. Brève présentation de la ressource teck (*Tectona grandis* L.f.)

Le teck (*Tectona grandis* Linné f.) appartient à la sous-classe des Asteridae, à l'ordre des Lamiales et à la famille des *Verbenaceae*. L'espèce est caractérisée par des feuilles opposées, sans stipule, des tiges et des branches quadrangulaires, et des fleurs hermaphrodites plus ou moins zygomorphes. Le genre *Tectona*, regroupe trois autres espèces qui ne sont pas commercialisées (Béghaghel 1999). Il s'agit de:

- *Tectona hamiltoniana* Wall., endémique dans la zone sèche en Birmanie ;
- *Tectona philippinensis* Benth. et Hook. F., de l'île Iling aux Philippines;
- *Tectona abludens* Santi et Rudjiman, identifié en Indonésie sur l'île de Java.

Le teck (*Tectona grandis* L.f) a une aire de distribution naturelle étendue et discontinue. Il couvre de vastes superficies dans le Sud-Est asiatique, en climat tropical et sub-tropical, dans les forêts denses humides et semi-décidues. On rencontre cette espèce à l'état spontané dans la majeure partie de la péninsule indienne, au Myanmar, en Thaïlande et au Laos (Behaghel, 1999). En Afrique tropicale, les plantations de teck couvrent près de 250 000 ha, principalement au Nigeria (70 000 ha), Côte d'Ivoire (60 000 ha), Bénin

(21 000 ha), Ghana (17 000 ha), Togo (16 000 ha), Soudan (14 000 ha), Tanzanie (10 000 ha) et Sénégal (2 500 ha) (Louppe *et al.*, 2008). Les rotations sont courtes, et de fait, les diamètres sont petits. Au Bénin, les principales teckeraies domaniales ont été mises en place entre 1949 et 1995.

Sur le plan écologique, le teck pousse sous des régimes climatiques pluvieux, mais de préférence à saison sèche fortement marquée. Il se développe particulièrement bien dans les régions à climat chaud et humide où les précipitations annuelles sont comprises entre 1250 et 3750 mm (avec un optimum de 2500 mm), (Béghaghel, 1999). Cependant, on le trouve dans des zones où les précipitations annuelles atteignent au plus bas 600 mm, ou au plus haut 5000 mm. La température moyenne minimale supportée par cette espèce est de 13°C et la maximale moyenne de 43 °C (Pandey et Brown, 2000). Plus que le facteur précipitation, le facteur sol détermine la distribution et la croissance du teck ; en plantation, il apparaît ainsi particulièrement sensible à la fertilité du sol. Les sites accidentés lui conviennent bien, pourvu que le terrain soit bien drainé avec des alluvions profondes et dans un environnement similaire à son environnement naturel. Le teck exige beaucoup la lumière. Il ne tolère l'ombre à aucun stade de sa vie et doit bénéficier d'une lumière supérieure complète pour bien se développer.

Le teck est un grand arbre qui peut atteindre des dimensions imposantes (plus de 2 mètres de diamètre, hauteur dépassant souvent 30 mètres), et dont la cime, au stade adulte, est arrondie. Dans les plantations, les taux de croissance du teck sont assez lents. Les accroissements moyens annuels dans des plantations de teck exploitées en rotations de 40 à 50 ans atteignent 8 à 11 m³/ha/an (Bhat et Ma, 2004).

Le bois de teck est brun-jaune et il fonce et prend des reflets dorés avec le temps ; il est parfois beige et veiné de sombre. Le teck est l'une des rares essences dont le bois sert à de multiples usages (bois de chauffage, perches, piquets, poteaux, bois de sciage de haute valeur technologique), (Ganglo *et al.*, 1999). Au Sud-Bénin, plusieurs formes d'utilisation des perches de teck ont été identifiées : charpentes, clôtures, hangars, baraques, piquets, échafaudages, paillottes, étagères et pour le transport d'électricité (Aoudji *et al.* 2011).

CHAPITRE 2: TREE PLANTATION WILL NOT COMPENSATE NATURAL WOODY VEGETATION COVER LOSS IN THE ATLANTIC DEPARTMENT OF SOUTHERN BENIN

Toyi S.S.M., Barima S. Y. S., Mama A., Andre M., Bastin J-F., De Cannière C., Sinsin B. & Bogaert J. Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of southern Benin. *Tropicultura* (sous presse).

Abstract

This study deals with the process of land-use and land-cover changes for a 33 years period. We assessed these changes for eight land cover classes in the south of Benin by using an integrated multi-temporal analysis using three Landsat images (1972 Landsat MSS, 1986 Landsat TM and 2005 Landsat ETM+). Three scenarios for the future were simulated using a first-order Markovian model based on annual probability matrices; the contribution of tree plantations to compensate forest loss was also assessed. The results show a strong loss of forest and savannas, mainly due to increased agricultural land. Natural woody vegetation (“forest”, “wooded savanna” and “tree and shrub savanna”) will seriously decrease by 2025 due to the expansion of agricultural activities and the increase of settlements. Tree plantations are expected to double by 2025, but they will not compensate for the loss of natural woody vegetation cover. Consequently, we will assist to a still continuing woody vegetation area decrease. Sustained policies regarding reforestation and forest conservation must be initiated to reverse the currently projected tendencies.

Keywords: landscape, land use and land cover changes, probability matrices, first-order Markovian model, tree plantations, Benin.

Résumé

Les plantations forestières ne compenseront pas les pertes de végétation naturelle dans le Département de l'Atlantique au sud du Bénin

La présente étude traite des processus de changements d'occupation et d'utilisation du sol sur une durée de 33 années. Ces changements ont été évalués pour huit classes d'occupation du sol au sud du Bénin à partir d'une analyse multi-temporelle de trois images satellitaires de type Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 et Landsat ETM+2005. Trois scénarii ont été simulés à partir d'une chaîne de Markov de premier ordre basée sur des matrices de probabilité ; la contribution des plantations forestières en vue de compenser les pertes de végétation naturelle a été aussi évaluée. Les résultats indiquent une perte importante des végétations naturelles boisées ("forêt", "savane boisée" et "savanes arborée et arbustive"), principalement due à une augmentation des superficies agricoles. Les végétations naturelles boisées seront drastiquement réduites jusqu'en 2025 au profit des exploitations agricoles et des habitations. Les plantations forestières pourraient doubler leur superficie en 2025, mais elles ne pourront pas compenser les pertes de végétation naturelle boisée. Par conséquent, on assistera à une dégradation constante des végétations naturelles boisées. Des politiques de développement durable basées sur le reboisement et la conservation des forêts doivent être initiées en vue d'inverser les tendances actuelles.

Mots-clés : paysage, changement d'occupation et d'utilisation du sol, matrices de probabilité, chaîne de Markov de premier ordre, plantations forestières, Bénin.

2.1. Introduction

Demographic pressure, urbanization and traditional shifting agriculture are the main causes of landscape change (Farina, 2000; Brink and Eva; 2009). The modification of the vegetation cover, with a predominant clearing of natural vegetation may have a long-term impact on sustainable food production, freshwater and forest resources, the climate and hence, human welfare (Harini *et al.*, 2004; Brink and Eva, 2009; Alignier, 2010). The south of Benin covers only 5% of the total area but concentrates 35 % of the population. Atlantic Department, the most densely populated area in Benin is submitted to a strong demographic growth (annual growth of 4.6%), (RGPH, 2002). Moreover, it constitutes an important agricultural and economic center and one of the principal providers of food products of the town. Consequently, the study area is become increasingly degraded due to increased human activity. This situation reinforces the annual net decrease in vegetation cover area estimated at -2.5 % for the country (FAO, 2005).

The alarming deforestation in this zone led the government and the local collectivities to undertake reforestation mainly based on teak (*Tectona grandis* L.f.) species to secure wood supplies. At the same time, inappropriate agricultural practices, wood exploitation and galloping urbanization persist in the area. Is reforestation able to compensate this alarming degradation? Since this is still an open question, the assessment of changes occurring in land cover is an important issue enabling the improvement of the management of the ecosystems and their associated services (Lu *et al.*, 2004).

Land use and land cover change analysis, using satellite imagery and geographic information system (GIS) has become a basic tool in assessing the environmental consequences of human activity (Brown, 2003; Dunn, 2004; Barima *et al.*, 2009). Land cover is considered as the bio-geophysical state of the earth's land surfaces including biota, soil, topography and other aspects focusing on the conversion of one land cover class into another (Turner and Mayer, 1994). Land use involves the mechanisms by which the bio-geophysical attributes of a land are changed as well as the intent underlying that change (Turner *et al.*, 1995). Hence, land use affects land cover with various implications. We assume that landscape changes lead to

the increase in tree plantation and agricultural land, as agriculture is the main activity which employs the major part of the population.

To assess the possibilities for natural vegetation conservation, plausible future scenarios are explored using a Markov model (Barima *et al.*, 2010). This study aims to use satellite imagery and GIS analysis to quantify the changes in landscape from 1972 to 2005. We aim to demonstrate that such an analysis can give tangible results and predict land cover changes till the year 2025.

2.2. Methods

2.2.1. Study area

The south of Benin (Atlantic Department) is located within the Region of Interest (ROI) between 6°25' - 7°00' N and 1°30' - 2°36'E (figure 2.1). The study area has a subequatorial climate with two rainy seasons (March to July and September to October) and two dry seasons (December to March and August). The mean total annual rainfall varies between 900 and 1200 mm. Monthly mean temperature varies from 25°C up to 29°C with a maximum of 35°C between February and March (ASECNA, 2004). Ferralitic soils of red hue represent the most extended soil type and dominate in the study area. The Guinean vegetation types, with varying land cover categories, characterize this ROI (White, 1983; Adjanohoun *et al.*, 1989).

The area's population is over 801, 68 with a relatively high density (248 inhabitants/km²). This region under study constitutes an important economic center that attracts a major part of Benin's population. Agriculture is the main activity which concentrates nearly 60 % of the population. As in other West African regions, the study area undergoes a strong pressure that resulted in large scale deforestation due to anthropogenic activities (FAO, 2006).

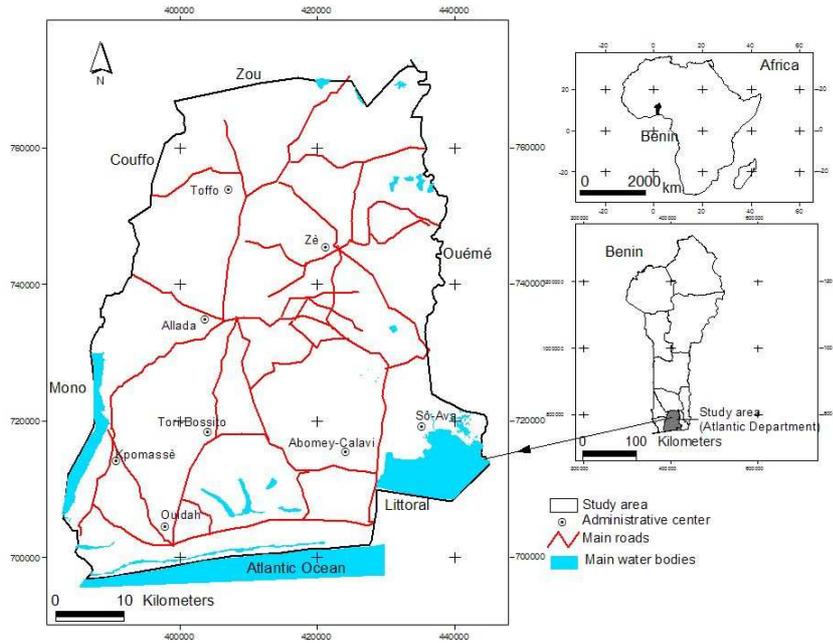


Figure 2.1. Location of the study area in the southern part of Benin, Atlantic Department.

2.2.2. Data acquisition and image analysis

Three images of Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS, 1972), Landsat Thematic Mapper (TM, 1986) and Landsat Enhance Thematic Mapper plus (ETM+, 2005) were processed. The acquisition took place during the dry season to minimize variations in vegetation phenology (Clerici *et al.*, 2006). The different corrections (geometrical, radiometric) were performed by the supplier and checked by the National Center of Remote Sensing (CENATEL Benin).

Image analysis was performed using ENVI 4.1 software. For the 2005 image, on-screen visual processing was performed by a semi-supervised classification. Thirteen land cover classes were firstly obtained after an unsupervised classification of the Landsat ETM+ 2005 image using the ISODATA algorithm (Brink and Eva, 2009). Visual interpretation based on

local expertise and radiometric characteristics permitted to merge these classes into eleven main land-cover classes. The interpretation was aided by three additional documents: land cover maps of 1:200,000 edited in 1975 and 1987 by CENATEL Benin, and the 2008 National Forest Inventory database from which we adopted the already defined eight land cover classes: forest, wooded savanna, tree and shrub savanna, degraded savanna, tree plantation, agroforestry oil palm plantation, field and fallow, settlement (including bare soils). We added an additional three classes: swampy meadow, water surface, and 'no data'. No data were those classes in which one or several parts of the scene were covered by clouds or cloud shadows. Areas with no data were excluded in order to avoid bias in analysis. In addition, swampy meadow and water surface were excluded for the study requirements. So in the results, the eight land cover classes used for the analysis were described.

The spectral features of the land cover classes obtained after the final classification of the Landsat ETM+ 2005 image were used to classify the 1972 and 1986 images. We used the Maximum likelihood algorithm which assumes that the statistics for each class in each band are normally distributed and calculates the probability that a given pixel belongs to a specific class.

To assess classification accuracy for the Landsat ETM+ 2005 image, 586 reference points were chosen in homogeneous areas using a stratified sampling scheme. A confusion matrix was elaborated and a Kappa coefficient (\hat{K}) was computed (Congalton and Green, 1999). This coefficient gives more accurate estimate of the quality of the classification. Classification accuracy is considered acceptable for interpretation of land-cover classes when kappa coefficient varies between 61 % and 80 % (Landis et Koch, 1977; Bugnet et al., 2003).

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^r p_i - \sum_{i=1}^r p_1 p_2}{n^2 - \sum_{i=1}^r p_1 p_2} \quad (2.1)$$

where n is the total number of pixels in all the ground truth classes; r is the total number of row in the matrix; p_i is the number of pixels belonging to the

class i that were correctly labeled into the class i ; p_1 the total number of pixels labeled as belonging to the class i ; p_2 is the total number of pixels really belonging to the class i .

2.2.3. Land use change analysis

The classified images were incorporated into multi-date geographic information system (GIS) using ArcGIS 9.3 software. An overlaying analysis was performed in order to assess the changes observed among the three periods, and to locate sites where these changes occurred. In order to allow comparative analyses between dates based on the same area (Hall *et al.*, 1995), a mask was generated to eliminate areas that in a given scene corresponded to the categories “No data”, “swampy meadow” and “water surface”. After applying the mask, the resulting remaining area is 2494.801 km² for further analysis. For land use and land cover change analysis, categories of changes were grouped into three stages: vegetation cover loss, vegetation regeneration, and unchanged. Vegetation cover loss occurs when land cover is subjected to a change with a concomitant loss in a regressive series (for example, from forest to savannas or to the other classes, from savannas to plantations or to crop field and fallow) or when vegetation structure changes from tree to shrubs or from shrubs to weed or to settlements. Pathways of change which flow in the opposite case (i.e. progressive series) indicate vegetation regeneration (for example, from savannas to forest). Three maps of land use and land cover change were generated: from 1972 to 1986, from 1986 to 2005 and from 1972 to 2005. In fact, the period from 1972 to 1986 has been subjected to a series of major disturbances due to large population increases and expansion of agricultural area. Each of these has had implications for land use requirements with subsequent impacts on natural vegetation cover. Moreover, this period is included in the first period of teak plantations installation by the State Forestry Department in Benin to compensate forest loss. From 1986 to 2005, further to the pressures made on natural resources, tree plantations were booming because some villagers and farmers established private teak plantations and other tree plantations as did the State Forestry Department. The period from 1972 to 2005 permitted to assess changes over the long term in the landscape. A minimum mapping unit of 490 m² (0.049 ha) was applied using the “Dissolve by area” function of Arcview 3.2 to homogenize

the precision of the maps. To quantify land use changes between two dates, a change rate (Cr) was calculated for each land cover class. Transition matrices were elaborated with the information of classes to describe land use changes (Schlaepfer, 2002).

$$C_r = \frac{A_2 - A_1}{A_1} \times 100 \quad (2.2.)$$

Where A_1 and A_2 are, respectively, initial and final land cover areas. Positive values of C_r indicate an increase of class area and negative values indicated a loss.

2.2.4. Scenarios for the future

Transition matrices were elaborated for the three periods which underwent change in order to describe the change of state of each land cover class. In fact, a transition matrix permits to describe in a summary way, the changes of state during a given period (Schlaepfer, 2002). On the base of these transition matrices, transition probability matrices were elaborated. These matrices were standardized to obtain an annual probability matrix P . The area proportions of land cover classes during the initial year (1972 or 1986 depending on the period considered) were put in a state vector $M_A(t)$. By considering land cover as a stochastic process (Moore, 1990), and its different changes as states of a Markov chain model (Stewart, 1994; Weng, 2002), the product of the annual probability matrix P and the state vector $M_A(t)$ were used to generate a simulation of the cover proportion that could be reached at a given time $t+1$ if conditions were stationary. The Markov model can be obtained as:

$$M_A(t) \times P = M_A(t+1). \quad (2.3.)$$

To explore possible future trends in landscape change, an analysis was conducted based on the annual transition matrices, assuming that land use and land cover changes follow a Markovian dynamic. Three different scenarios are assumed for the period 2006-2025 with the Markov.exe application. The first scenario assumes that the changes observed for the period 1972-1986 will occur unaltered until 2025. The second scenario assumes that the probabilities of change recorded for the period 1986-2005

are sustained. In fact, this recent period shows current changes in landscape. Finally, the third scenario assumes that the long-term change probabilities of change will be those recorded for the total period 1972-2005.

Model validation was assessed to verify the modelling accuracy. It consists of testing a model with data not used to construct the model (Haefner, 1996). In order to check the reliability of the modelling, statistic tests were done at two levels. Firstly, the area proportions expected from the Markov chain model for 2005, based on the (1972-1986) scenario are compared with those observed on the 2005 map. Secondly, the area proportions expected from the Markov chain model for 1986 based on the third scenario (1972-2005) were compared with those observed on the 1986 map. The chi-square (χ^2) test was used for this purpose, with $(m-1)$ degrees of freedom at a threshold of 5% and m as the number of land cover class (Urban *et al.*, 1999; Barima *et al.*, 2010).

2.3. Results

2.3.1. Landscape composition

The confusion matrix of the 2005 image (table 2.1) and the kappa value ($\hat{K} = 79.6\%$) are acceptable for the analysis of land cover classes. The major diagonal values represent accuracy for each individual class. Figure 2.2 shows the three land-cover maps obtained. Based on these maps, the area of each class was assessed for the three time periods (table 2.2).

The landscape composition shows that agricultural lands (“Field and fallow” and “agroforestry oil palm plantation”) predominate in 1986 and 2005 (60.2% and 59.8% of the total area respectively). Natural woody vegetation (“Forest”, “wooded savanna” and “Tree and shrub savanna”) dominated in 1972 (49.4% of the total area) but are the minor classes in 2005. The land cover class “wooded savanna” disappeared from the landscape in 2005, giving the way to “degraded savanna”. “Tree plantation” occupies 10.7% in 1972, 12.4% in 1986 and 26.4% of the total area in 2005.

Table 2.1. Confusion matrix for the classification accuracy assessment (Atlantic Department, Benin, Landsat ETM+ 2005 image). All the values are expressed in percentage of the total number of pixels.

Classification	Ground truth							
	Fo	Ws	Ts	Ds	Tp	Op	Ff	Se
Fo	61.23	-	3.45	8.17	6.70	3.45	6.54	0.00
Ws	-	-	-	-	-	-	-	-
Ts	10.44	-	83.41	0.88	1.87	0.00	1.02	0.00
Ds	17.24	-	6.32	83.24	2.96	3.61	5.52	0.00
Tp	9.06	-	2.29	3.09	82.70	1.30	2.04	0.00
Op	0.00	-	0.00	0.00	0.11	90.36	2.87	0.00
Ff	2.06	-	4.57	3.75	5.41	1.41	75.86	3.63
Se	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	2.07	96.66

Fo = Forest; Ws = Wooded savanna; Ts = Tree and shrub savanna; Ds = Degraded savanna; Tp = Tree plantation; Op = Agroforestry oil palm plantation; Ff = Field and fallow; Se = Settlement

Table 2.2. Landscape compositions for each land cover class in 1972, 1986 and 2005 (Atlantic Department, Benin) and change rates for the three time periods (1972-1986, 1986-2005, and 1972-2005). Values are expressed in area (km²) and in percentage of the total landscape area.

Land cover classes	Years						Change (%)		
	1972		1986		2005		1972-1986	1986-2005	1972-2005
	km ²	%	km ²	%	km ²	%			
Forest	184.23	7.38	81.96	3.29	14.81	0.59	-55.51	-81.93	-91.96
Wooded savanna	391.92	15.71	211.16	8.46	0.00	0.00	-46.12	-100.00	-100.00
Tree and shrub savanna	655.53	26.28	286.59	11.49	158.99	6.37	-56.28	-44.52	-75.75
Degraded savanna	0	0	0	0	43.6	1.75	-	-	-
Tree plantation	266.12	10.67	308.68	12.37	659.42	26.43	15.99	113.63	147.79
Agroforestry oil palm plantation	446.9	17.91	1035.63	41.51	827.48	33.17	131.74	-20.10	85.16
Field and fallow	509.17	20.41	465.41	18.66	664.96	26.65	-8.59	42.88	30.60
Settlement	40.93	1.64	105.38	4.22	125.53	5.03	157.46	19.12	206.69

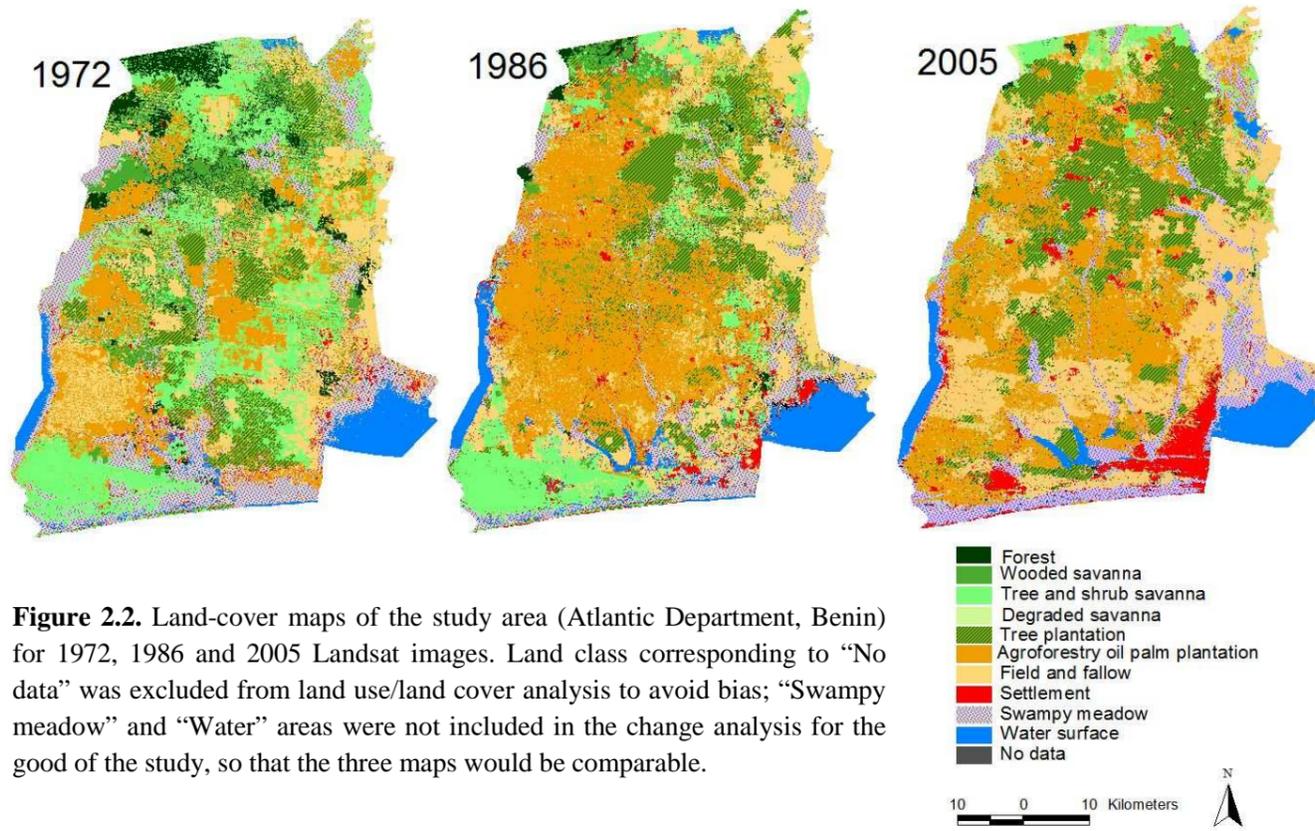


Figure 2.2. Land-cover maps of the study area (Atlantic Department, Benin) for 1972, 1986 and 2005 Landsat images. Land class corresponding to “No data” was excluded from land use/land cover analysis to avoid bias; “Swampy meadow” and “Water” areas were not included in the change analysis for the good of the study, so that the three maps would be comparable.

2.3.2. Land cover change

Table 2.3 shows the transition matrices for the three periods. Numbers represent landscape fractions persisting within a given category (values on the diagonal) or proportions undergoing transformation to another class from the first to the second observation date. Classes are ordered along a gradient of increasing anthropogenic impact so that values under the diagonal represent vegetation regeneration and those above it indicate vegetation cover loss. Almost all the classes were subjected to changes during the periods analyzed.

Whatever the period analyzed, pathways leading to cover loss predominate over those leading to regeneration in all cases. Most of the transformed areas changed to agricultural land (“agroforestry oil palm plantation”, “fields and fallows”) and, to a lesser extent, to “tree plantation” and “settlement”. During the period 1972-1986, natural wooded vegetation was in part converted to “tree plantation” and to agricultural land. Regeneration occurred to a lesser extent, due to the conversion from savanna classes to “forest” and from shrubs to “wooded savanna”. The same trends occurred from 1986 to 2005, but regeneration is very slight. “Wooded savanna” areas were completely transformed to another category. Altogether, 10.6% of the landscape corresponding to agricultural lands was converted to tree plantation. When examining overall period (1972-2005), only 0.2% of the landscape occupied by forest areas persisted. Similar trends were observed in the savanna classes for the same period. “Tree plantation” area was relatively stable in the landscape. The conversion of natural woody vegetation areas to “tree plantation” is the result of complex processes. In fact, plantations are used in this case, to reforest these wooded areas cover loss. Figure 2.3 shows the land cover change maps, indicating for each period, which areas underwent cover loss or regeneration.

Table 2.3. Transition matrix for the areas (in percent) of the land cover classes for the three time periods observed (1972-1986, 1986-2005, 1972-2005). Each value of the table corresponds to the fraction in percentage (%) of the landscape converted within a period. Values on the diagonal denote class proportion stability during the period analyzed (Atlantic Department)

		1986							
		Fo	Ws	Ts	Ds	Tp	Op	Ff	Se
1972	Fo	1.79	1.43	0.77	0.00	0.78	0.92	1.62	0.07
	Ws	0.41	4.16	0.36	0.00	1.29	6.75	2.53	0.22
	Ts	0.84	2.26	9.55	0.00	2.09	9.50	0.96	1.08
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.16	0.11	0.16	0.00	7.26	2.63	0.32	0.02
	Op	0.02	0.20	0.23	0.00	0.68	16.11	0.49	0.19
	Ff	0.07	0.30	0.42	0.00	0.27	5.57	12.73	1.05
	Se	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	1.59
			2005						
1986	Fo	0.35	0.00	1.00	0.04	0.29	0.42	1.13	0.06
	Ws	0.03	0.00	1.18	0.56	4.57	0.55	1.43	0.15
	Ts	0.00	0.00	2.73	0.18	4.52	0.38	3.40	0.27
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.05	0.00	0.42	0.20	6.35	2.22	3.10	0.04
	Op	0.15	0.00	0.55	0.42	7.92	27.53	4.50	0.43
	Ff	0.00	0.00	0.39	0.35	2.71	2.01	12.68	0.51
	Se	0.01	0.00	0.09	0.00	0.09	0.06	0.40	3.58
			2005						
1972	Fo	0.17	0.00	1.06	0.38	1.68	1.36	2.61	0.13
	Ws	0.10	0.00	0.65	0.21	6.92	5.03	2.54	0.24
	Ts	0.12	0.00	3.80	0.59	6.85	10.10	3.40	1.42
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.05	0.00	0.23	0.09	5.68	1.96	2.63	0.03
	Op	0.07	0.00	0.33	0.21	2.62	11.29	2.99	0.40
	Ff	0.08	0.00	0.30	0.26	2.67	3.42	12.46	1.22
	Se	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	1.59

Fo = Forest; Ws = Wooded savanna; Ts = Tree and shrub savanna; Ds = Degraded savanna; Tp = Tree plantation; Op = Agroforestry oil palm plantation; Ff = Field and fallow; Se = Settlement

2.3.3. Model validation and future scenarios

The χ^2 test of the comparison of observed probabilities with 2005 data (data resulting from the 2005 map) and those simulated in 2005 using the Markov chain model for the period 1972-1986 did not show significant differences ($\chi^2 < 14.067$; $p > 0.05$). The same results were observed with 1986 data and those simulated in 1986 using the model for the period 1972-2005. Hence, the model can be applied to assess scenarios.

The future landscape mosaic would change depending on which of the dynamics (1972-1986; 1986-2005 or 1972-2005) holds for the future (figure 2.4). It is important to emphasize the specific case of the 2005 data in this figure where values are those really observed in the image. We make this exception for the year 2005 to bring out the fact that “wooded savanna” is absent from the landscape in this year (0% of the landscape). In fact, the simulated values of “wooded savanna” in 2005 (1.6%, 0.9% and 1.63% respectively for the dynamics 1972-1986; 1986-2005 and 1972-2005) show its presence to some extent. Apart from this exception for the year 2005, the simulation normally takes its course, hence the similarity between 2004 and 2006 data. Assuming a persistence of landscape dynamics recorded for the period 1972-1986, land covered by “forest”, “wooded savanna” and “tree and shrub savanna” would lose respectively 6.2%, 12.2% and 21.9% of the total landscape area by 2025 while, “tree plantation” would gain only a mere 1.2% of the total area. If the dynamics recorded for 1986 to 2005 were to hold, the natural woody vegetation would lose 16.4% of the ROI area while “tree plantation” would gain 11.8% by 2025. Natural woody vegetation would lose 36.17% of the total area while “tree plantation” would gain 10.9% by 2025 if the dynamics recorded from 1972 to 2005 were to hold. Whatever the dynamics considered, natural woody vegetation would lose more than “tree plantation” could gain by 2025.

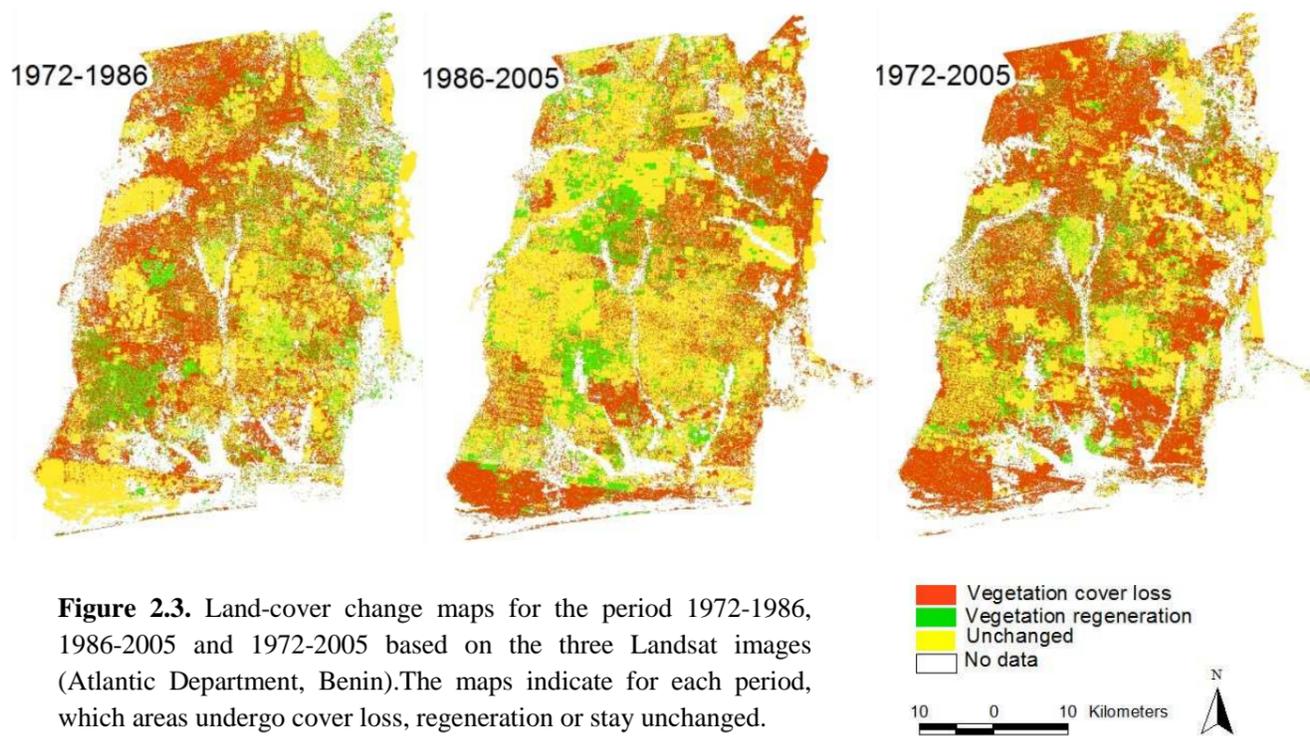


Figure 2.3. Land-cover change maps for the period 1972-1986, 1986-2005 and 1972-2005 based on the three Landsat images (Atlantic Department, Benin).The maps indicate for each period, which areas undergo cover loss, regeneration or stay unchanged.

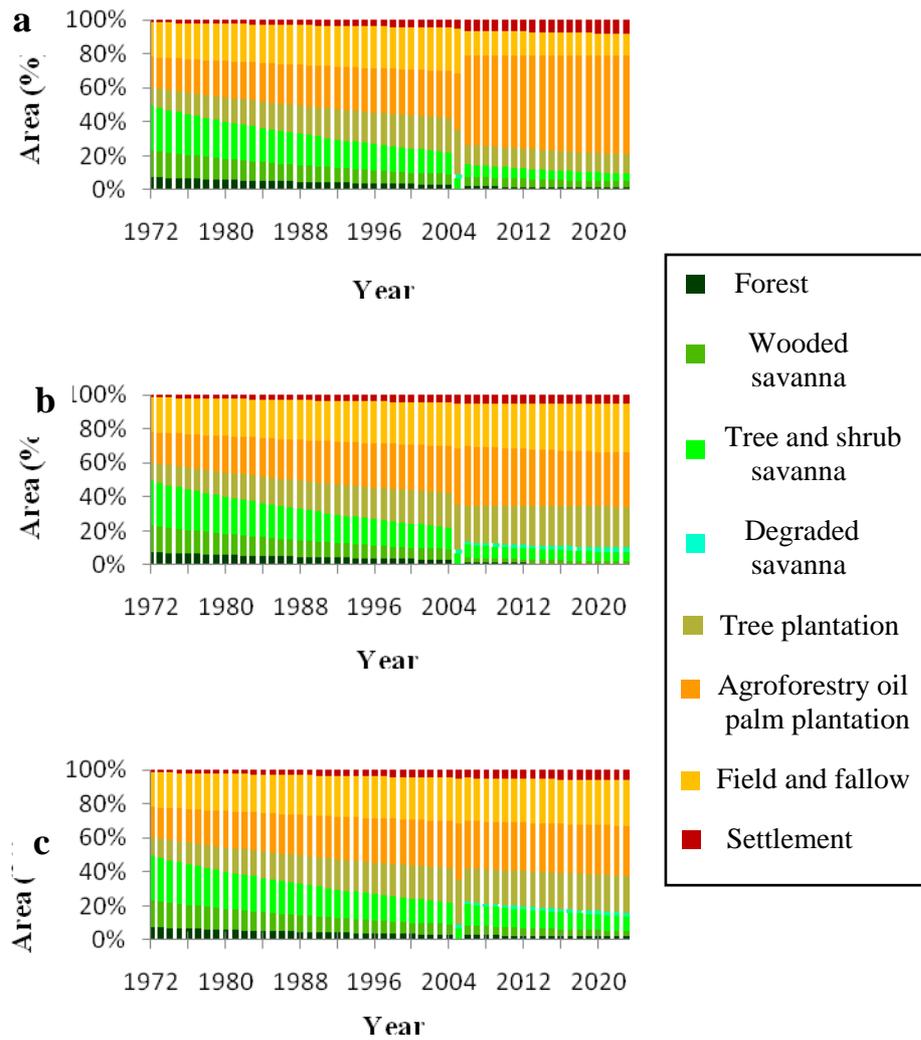


Figure 2.4. Simulation of the evolution of land-cover classes within the study area (Atlantic Department, Benin) under three future scenarios. 1972, 1986 and 2005 data are observations (resulting from image analysis); the other ones are simulated. The three scenarios are based on a first-order Markov model of land-use dynamics: (a) dynamics observed from 1972 to 1986 hold until 2025; (b) dynamics observed from 1986 to 2005 persist in the 2006-2025 period, and (c) dynamics observed for the whole period (1972-2005) hold in the 2006-2025 periods.

2.4. Discussion

The results show a rapid significant cover loss dynamics from 1972 to 2005 due to the increase of agricultural land area as shown in transition matrices during the three periods. This tendency was observed in other regions in Africa where vegetation cover loss is mainly caused by anthropogenic pressure (Mayaux *et al.*, 2004; Bogaert *et al.*, 2008; Brink and Eva, 2009; Barima *et al.*, 2009). The extensions of villages and road networks, inappropriate agricultural practices and wood extraction have a significant impact on this area loss (Bamba *et al.*, 2010; Bogaert *et al.*, 2011; DeFries and Pandey, 2010; Williams, 2000). The loss of natural woody area has negative implications on the environment (loss of biodiversity, increased emissions of carbon dioxide to the atmosphere and impacts on climate and soil) as well as on economy and society welfare (Achard *et al.*, 2004; Hanski, 2005; Eva *et al.*, 2006; Gaston and Fuller, 2008).

The specific case of natural woody vegetation cover loss into “tree plantation” increase is the result of complex processes. In fact, the Forestry Administration, Non-Governmental Organization and other landowners intensify agroforestry planting activities to compensate for woody cover losses. However, the “tree plantation” class cannot replace all the ecosystem services provided by natural forest (Barima *et al.*, 2010).

The scenarios of the future based on the first-order Markov model show an increase in agricultural land while natural woody vegetation declines. “Tree plantation” would double its area by 2025. However, the significant increase in “tree plantation” cannot compensate for the natural vegetation cover losses whatever the base period (1972-1986, 1986-2005 or 1972-2005) selected for the model. For example, considering the period 1972-2005 as the base for modeling, natural wooded area (“forests”, “wooded savanna” or “tree and shrub savanna”) would lose 36.17% of the total landscape area while “tree plantation” would gain only 10.9% by 2025 (that is 30.1% of compensation). Consequently, forest conservation is necessary to preserve biodiversity and other services got from forests (Bamba *et al.*, 2010). Sustained reforestation and participative management are crucial, through plantations established on degraded sites or private holdings, because

restoration of forest via plantations is an important tool for the land manager of tomorrow (Whitmore, 1998; Marien and Mallet, 2004).

Landsat imagery is useful in the identification of land cover categories despite the relatively low resolution. On the methodological level, this study provides an integrated approach with a detailed multi-temporal analysis, useful in evaluating the current dynamics in the study area. The first-order Markov model used is based on the hypothesis that variable and potential factors influencing landscape dynamics remain unaltered as for the periods 1972-1986, 1986-2005 or 1972-2005. This hypothesis mentions the fact that transition matrices are stationary (Haefner, 1996). In fact, the results of simulation show that the loss of “wooded savanna” is progressive in the landscape, contrary to the reality observed in the 2005 map where this class completely disappears. In addition, the first-order Markov model developed with annualized transition probability matrices only takes into account the history of land use and land cover change because such models are not spatially explicit and assume that transition probabilities are homogeneous in time (Baker 1989; Geoghegan *et al.*, 2001). Spatially explicit models may be used in future analyses, which take socio-environmental variables and the history of land use and land cover change into account, to reach a better understanding of the causes, locations and pathways of vegetation dynamics (Verburg and Veldkamp, 2005). Nonetheless, the first-order Markovian model is relatively simple, useful for exploratory analysis and to depict contrasting scenarios. Furthermore, its limitations are well understood (Hall *et al.* 1991; Cohen *et al.* 1995, Osaragi and Yoshitsugu, 2006). Overall, the trends observed during the past 33 years did provide more precise information on land cover changes in the study area.

2.5. Conclusion

Through a detailed analysis of land use and land cover change from 1972 to 2005, landscape dynamics were assessed in Benin Atlantic Department, using Landsat imagery, geographic information system and standard tools for the analysis. Strong land-cover and land use changes occurred in the study area and the main driver of these changes is mostly anthropogenic pressure (agricultural activities and demographic booming). Severe threats leading to the reduction of natural woody vegetation have negative

consequence on the environment, the biodiversity conservation as well as the well-being of people. Our study shows the importance of multi-temporal techniques and the pertinence of discrimination between the different pathways of land use and land cover change. Quantitative information supplied on land cover change allowed us to model future trends in landscape components, based on transition matrices and the first-order Markov model. The results showed a slightly positive impact due to the increase in “tree plantation” by 2025. However, this increase does not compensate for the loss of natural woody vegetation cover. Sustained policies regarding planting promotion and forest conservation must be initiated to reverse the evolution described. Another challenge is to analyse the spectral signature of an important forest tree species, e.g., teak (*Tectona grandis* L.f) to permit a rigorous monitoring of their stand in the landscape.

CHAPITRE 3: ANTHROPISATION ET DYNAMIQUE PAYSAGERE AU SUD DU BENIN (DEPARTEMENT DE L'ATLANTIQUE)

Ce manuscrit sera soumis aux *Annales des sciences agronomiques du Bénin*

Toyi S.S.M., Sinsin B. & Bogaert J.

Résumé

La dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol et l'anthropisation du paysage dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin ont été étudiées à partir de l'analyse diachronique de trois images satellitaires de type Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 et Landsat ETM+ 2005 ainsi que de missions de vérification sur le terrain. La dynamique paysagère a été déterminée sur base de cartes dynamiques, des processus de transformation spatiale et des indices de structure spatiale. Il ressort des résultats obtenus que les classes agricoles (culture et jachère à palmiers, mosaïque de cultures et jachères) dominent le paysage en 1986 et 2005 alors que les savanes et forêts étaient majoritaires en 1972. Les écosystèmes forestiers et savanicoles sont donc substitués par des écosystèmes anthropisés de 1972 à 2005 en passant par 1986. L'identification des processus de transformation spatiale indique que les classes anthropisées ont connu des processus de création et d'agrégation par opposition à la fragmentation et à la suppression subies par les formations végétales naturelles au cours des deux périodes d'analyse. Les valeurs de l'indice de dominance de la plus grande tache D_j et du taux de fragmentation F_j obtenues confirment les tendances observées. La fragmentation et la suppression des forêts et savanes sont dans une moindre mesure compensées par la création des plantations. L'urbanisation, la pression démographique galopante et les activités agricoles inappropriées sont les principales causes des profondes mutations connues dans la zone d'étude.

Mots clés : images Landsat, indices structuraux, dynamique paysagère, processus de transformation, plantations, Bénin.

Abstract

The spatio-temporal dynamics of land cover and landscape anthropization in the Atlantic Department (southern Benin) were studied through diachronic analysis of three satellite images of the Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 and Landsat ETM+ 2005 types, with verification through field visits. Landscape dynamics were determined from land cover maps, spatial processes in land transformation and from spatial pattern metrics. The results showed that agricultural lands (field and fallow, and agroforestry oil palm plantation) dominated in 1986 and 2005 while natural woody vegetation (forest, wooded savanna; tree and shrub savanna) were predominated in 1972. So, forest ecosystems are substituted by anthropogenic ecosystems from 1972 to 2005 via 1986. The identification of spatial processes in land transformation revealed processes of creation and aggregation for anthropogenic classes in contrast to natural woody vegetation which are undergoing processes of attrition and fragmentation during the two periods analyzed. The values of the index of the largest patch D_j and those of the fragmentation index F_j confirm the observed tendencies. The process of creation of tree plantation compensate for forest fragmentation and attrition to a lesser extent. Farming and population pressures are the main causes of landscape transformation in the study area.

Key words: Landsat images, spatial pattern metrics, landscape dynamics, processes in land transformation, tree plantations, Benin.

3.1. Introduction

La suppression de la couverture végétale originelle et son remplacement par une végétation artificielle constitue l'un des effets immédiats de l'impact humain sur la biosphère (Bogaert *et al.*, 2008). Les diverses pressions anthropiques conduisent à une déforestation de plus en plus marquée. Ainsi, la FAO en 2005 indique que certains pays africains figurent parmi les 10 pays ayant les plus larges taux annuels de déforestation : Comores (-7,4%), Burundi (-5,2%), Togo (-4,5%), Mauritanie (-3,4%), Nigeria (-3,3%), Bénin (-2,5%) et Uganda (-2,2%) pour la période 2000-2005. De plus, aucun pays africain ne figure parmi les 10 pays ayant les plus forts taux de reforestation pour la même période. Le Bénin qui n'est pas un pays aussi forestier que certains de ses voisins côtiers tels que la Côte d'Ivoire, le Ghana et le Nigeria, se retrouve malheureusement parmi ces pays à fort taux de dégradation. Les indicateurs les plus pertinents de la destruction des écosystèmes présents dans ces zones sont la croissance démographique, les pratiques agricoles inappropriées, l'emprise du réseau de transport et dans une certaine mesure, l'exploitation forestière (Adomou, 2005 ; Oloukoi *et al.*, 2006 ; Barima *et al.*, 2009 ; Bamba *et al.*, 2010) qui modifient périodiquement le paysage et tendent à le transformer. Les paysages sont donc le résultat d'une pression anthropique passée et actuelle qui les façonnent (Barbero, 1997).

Les informations sur la dynamique paysagère dans une partie de la zone d'étude sont peu nombreuses (Barima *et al.*, 2010). De plus, elles demeurent très insuffisantes à cause, d'une part, des résultats très partiels ne concernant qu'une seule subdivision administrative (sud de la zone d'étude) et d'autre part, à cause des nombreuses mutations intervenues dans le temps et dans l'espace suite à la démographie galopante et à l'intensification des activités agricoles mais qui ne sont pas quantifiées. Il s'avère donc nécessaire de combler ces insuffisances par l'utilisation de méthodes appropriées afin d'actualiser cette dynamique et d'identifier les divers processus de transformation en cours dans le paysage. En effet, une approche complémentaire pour analyser la dynamique du paysage est d'étudier les processus spatiaux de transformation (Forman, 1997). La détermination de ces processus de transformation spatiale aiderait à la mise en place de politiques de gestion et de conservation durables capables d'infléchir les

dynamiques observés dans le paysage (Wade *et al.*, 2003 ; Bamba *et al.*, 2010). Cette étude a donc pour principal objectif d'analyser, à partir d'une étude diachronique de l'occupation du sol, les processus de transformation spatiale du paysage entre 1972, 1986 et 2005, au Sud du Bénin, sur base de la télédétection, du système d'information géographique et du modèle de détection des changements du paysage inspiré de celui de Bogaert *et al.*, (2004).

3.2. Approche méthodologie

3.2.1. Présentation de la zone d'étude

Le Bénin est situé dans la zone intertropicale de l'Afrique de l'Ouest. L'étude a été menée dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin, délimité entre 6°25' et 7°00' de latitude nord et 1°30' et 2°36' de longitude est (figure 3.1). Les sols sont principalement de type ferrallitique avec dans une moindre mesure, des vertisols, des sols hydromorphes et quelques sols ferrugineux tropicaux (Volkoff et Willaine 1967; Adjanohoun *et al.*, 1989). Cette région est caractérisée par deux saisons de pluies (mars à juillet et septembre à octobre) et deux saisons sèches (décembre à mars et août). La moyenne des précipitations annuelles est de 1100 mm. La température moyenne annuelle est de 29,9°C. L'agriculture, faite de culture itinérante sur brûlis, est l'activité principale des populations rurales. Elle constitue l'une des causes principales de dégradation du paysage caractérisé par une mosaïque de forêts, de savanes, de plantations et de champs.

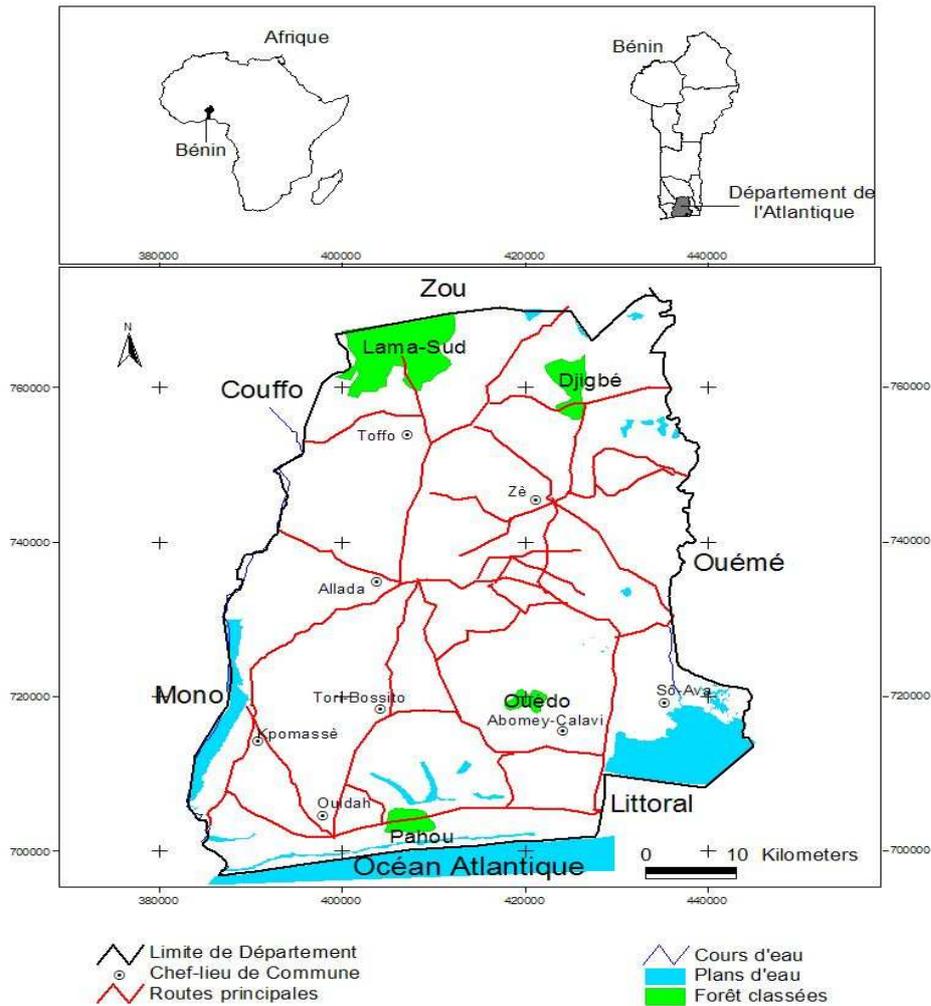


Figure 3.1. Situation de la zone d'étude (Département de l'Atlantique, Sud-Bénin). Source des données vectorielles : Feuille topographique du Bénin au 1 :200000

3.2.2. Cartographie

La détermination des classes d'occupation du sol a été réalisée à partir de la classification de trois images satellitaires: Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 et Landsat ETM+ 2005. Toutes les images ont été acquises pendant la

saison sèche afin de minimiser les variations phénologiques de la végétation ainsi que les brumes et nuages qui entacheraient la qualité des images (Clerici *et al.*, 2006). Les corrections radiométriques et géométriques ainsi que toutes autres corrections nécessaires dans le prétraitement des images ont été effectuées par le fournisseur et le Centre National de Télédétection (CENATEL, Bénin) afin de standardiser les images antérieures de 1972 et 1986 par rapport à l'image de référence de 2005 et de compenser les erreurs de calibration du capteur ainsi que les effets des différences atmosphériques et d'illumination entre les images.

Une classification hybride a été adoptée dans le traitement des images. Dans un premier temps, treize classes ont été créées suite à une classification non supervisée de l'image Landsat ETM+ 2005 effectuée avec l'algorithme ISODATA du logiciel ENVI 4.1 avec les bandes 4 (proche infrarouge), 3 (rouge) et 2 (vert), (RSI, 2004). Un regroupement a été réalisé de manière visuelle sur la base des expériences dans la connaissance du paysage de la zone d'étude lors des visites de terrain et des caractéristiques radiométriques des classes. Cette phase a été facilitée par l'utilisation d'anciennes cartes d'occupation du sol de la zone d'étude. Ce regroupement effectué sur l'image Landsat ETM+ 2005 a conduit à l'obtention de 11 classes d'occupation du sol : forêt, savane boisée, savane arborée et arbustive, savane à emprise agricole, plantation, culture et jachère à palmiers, mosaïque de cultures et jachères, agglomération, marécage, plan d'eau, nuage. La classe nuage a été exclue par la suite afin d'éviter les biais dans les analyses. Les classes des marécages et des plans d'eau sont également exclus pour les besoins de l'étude. De ce fait, les trois cartes peuvent être comparables et seules les huit classes retenues sont prises en compte dans les résultats.

La classe des forêts regroupe essentiellement les îlots forestiers (forêts communautaires, forêts sacrées) et les surfaces forestières encore présentes dans les forêts classées (Lama-sud, Djigbé, Ouèdo, Pahou). Elles abritent la plupart des espèces ligneuses forestières caractéristiques des forêts denses semi-décidues. Les différentes classes de savanes (savane boisée, savane arborée et arbustive) avec un recouvrement d'arbres de moins en moins dense, sont d'origine naturelle ou issues d'anciens défrichements dont les arbres ont été conservés. La savane à emprise agricole est celle dans laquelle l'intrusion humaine (activités agricoles) devient de plus en plus marquée.

Elle est beaucoup plus clairsemée et entachée de zones agricoles que les savanes typiques. Les cultures et jachères à palmiers renferment une part importante de palmiers à huile dans une matrice de champs et jachères. Par contre, les mosaïques de cultures et jachères sont essentiellement constituées de zone cultivées et/ou laissées en jachère. Les agglomérations prennent en compte le bâti et les sols nus.

Les caractéristiques spectrales des classes d'occupation du sol obtenues suite à la classification finale de l'image Landsat ETM+ 2005 ont été utilisées comme zones d'entraînement pour la classification supervisée des images Landsat TM 1986 et MSS 1972. Pour ce faire, l'algorithme du maximum de vraisemblance du logiciel ENVI 4.1 a été utilisé (Mas, 2000).

Un contrôle de terrain prenant en compte 586 points de référence dans des zones relativement homogènes a permis de vérifier la classification. L'estimation de l'exactitude de la classification a été faite par le biais du coefficient de kappa (\hat{K}), (Girard et Girard, 1999; Barima *et al.*, 2010).

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^r p_i - \sum_{i=1}^r p_1 p_2}{n^2 - \sum_{i=1}^r p_1 p_2} \quad (3.1)$$

Où n représente le nombre total des pixels inclus dans la matrice; r est le nombre de rangées de la matrice; p_i est le nombre de pixels de la classe i ayant effectivement été affectés à celle-ci après classification; p_1 est la somme des pixels de la classe i dans l'image; p_2 est le nombre de pixels appartenant effectivement à la classe i .

Le coefficient de Kappa donne une estimation plus précise (qui tient compte des pixels bien classés) de la qualité de la classification (Congalton, 1991). Une étude de l'occupation du sol peut être validée si le coefficient Kappa est compris entre 61 % et 80 % (Landis et Koch, 1977 ; Bugnet *et al.*, 2003).

A l'issue de la classification, 3 cartes d'occupation du sol ont été obtenues. Ces cartes multidates ont été introduites dans le logiciel ArcGis 9.3 (ESRI, 2006) pour l'obtention des cartes dynamiques dans lesquelles chaque polygone a une valeur qui correspond à un type de changement (perte de végétation, régénération, stabilité).

3.2.3. Mise en évidence des changements dans le paysage

Les changements dans le paysage sont évalués sur les périodes 1972-1986 et 1986-2005. La structure spatiale du paysage a été caractérisée pour chaque classe d'occupation du sol et pour chaque année (1972, 1986 ou 2005) sur base du nombre de taches, de l'aire et du périmètre cumulatif des taches. Ces paramètres sont parmi les principaux éléments de la configuration paysagère (Giles et Trani, 1999 ; Bogaert et Mahamane, 2005). Afin de déterminer de façon objective et rapide les processus de transformation spatiale dominants, un arbre de décision, inspiré de celui de Bogaert *et al.* (2004), a été élaboré sur base des changements observés au niveau du nombre total de taches, de l'aire totale et du périmètre des taches (Koffi *et al.* 2007 ; Barima *et al.*, 2009). La figure 3.2 présente les transformations possibles du paysage qui sont l'agrégation (fusion de taches), la suppression (disparition de taches), la création (formation de nouvelles taches), la déformation (changement de forme des taches), l'agrandissement (expansion de taille des taches), la perforation (formation de trous dans les taches), le déplacement (translocation des taches), le rétrécissement (réduction de taille des taches), la fragmentation (rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes) et la dissection (subdivision des taches par des lignes de petite dimension). Ces transformations spatiales seront identifiées pour chaque classe d'occupation du sol et sur chacune des deux périodes d'analyse. Sur base des cartes d'occupation élaborées, six sites de 49 km² chacun ont été retenus pour illustrer les processus de transformation du paysage. Les coordonnées de ces sites (a, b, c, d, e et f) sont présentés au tableau 3.1. Les sites ont été choisis de façon à prendre en compte chaque processus de transformation identifié en relation avec la classe d'occupation du sol affectée. La position géographique de ces sites reste inchangée d'une année à une autre sur les différentes cartes d'occupation du sol. Le point de départ de ces illustrations est l'année 1972 à laquelle correspond l'état initial des classes affectées par les transformations du paysage. Ainsi en 1972, les sites correspondant aux lettres "a", "b" et "c" illustrent respectivement les agglomérations en plein essor, les mosaïques de cultures et jachères de grande superficie et les cultures sous palmiers qui sont en début d'apparition dans le paysage. Le site "d", correspond aux plantations en extension dans le paysage. Les sites correspondant aux lettres "e" et "f" illustrent les forêts et savanes qui

occupaient une place importante initialement en 1972. Ces mêmes sites délimités sur les cartes des années 1986 et 2005 témoignent de l'état de ces diverses classes d'occupation pendant ces années et donc de leur évolution dans le temps.

Pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage, tous les processus de transformation spatiale identifiés sont représentés en deux grands groupes de processus possibles, sur base de la classification définie par Bogaert *et al.* (2011b).

Tableau 3.1. Coordonnées géographiques des sites d'illustration des processus de transformation spatiale (Département de l'Atlantique). Seules les coordonnées des sommets opposés des carrés représentant les sites, sont mentionnées afin de repérer leur position.

Sites d'illustration	Coordonnées des sommets (UTM)
a	S1 : (N 716538, E 423555)
	S2 : (N 709528, E 430552)
b	S1 : (N 719114, E 395009)
	S2 : (N 712100, E 402003)
c	S1 : (N 730361, E 399749)
	S2 : (N 723358, E 406749)
d	S1 : (N 764623, E 419185)
	S2 : (N 757623, E 426185)
e	S1 : (N 730017, E 422306)
	S2 : (N 723017, E 429306)
f	S1 : (N 761986, E 399189)
	S2 : (N 754986, E 406189)

La quantification de l'anthropisation du paysage a été faite par le calcul de deux principaux indices :

- l'indice de dominance D_j indiquant la proportion d'aire occupée par la plus grande tache de la classe j ($a_{max,j}$) dans l'aire totale a_j (McGarigal & Marks, 1995 ; Bogaert *et al.*, 2002 ; Bamba *et al.*, 2008).

$$D_j = \frac{a_{max,j}}{a_j} \times 100 \quad (3.2)$$

$0 < D_j(a) \leq 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée.

- l'indice de fragmentation F_j qui mesure l'agrégation des pixels dans les classes et est considéré comme une mesure de la complexité de l'image (Bogaert *et al.*, 2002 ; Munyemba, 2010).

$$F_j = \frac{n_j - 1}{m_j - 1} \quad (3.3)$$

où n_j représente le nombre total des taches pour la classe j ; m_j est généralement dans un fichier raster le nombre de pixels (Monmonier, 1974). Etant donné que les analyses sont effectuées avec un fichier vectoriel, m_j a été estimé par le rapport entre l'aire totale a_j de la classe j et l'aire de la plus petite tache $a_{min,j}$:

$$m_j = \frac{a_j}{a_{min,j}} \quad (3.4)$$

$0 \leq F_j \leq 1$. Ainsi, la classe est moins fragmentée si F_j est proche de 0 et davantage fragmentée si F_j est proche de 1.

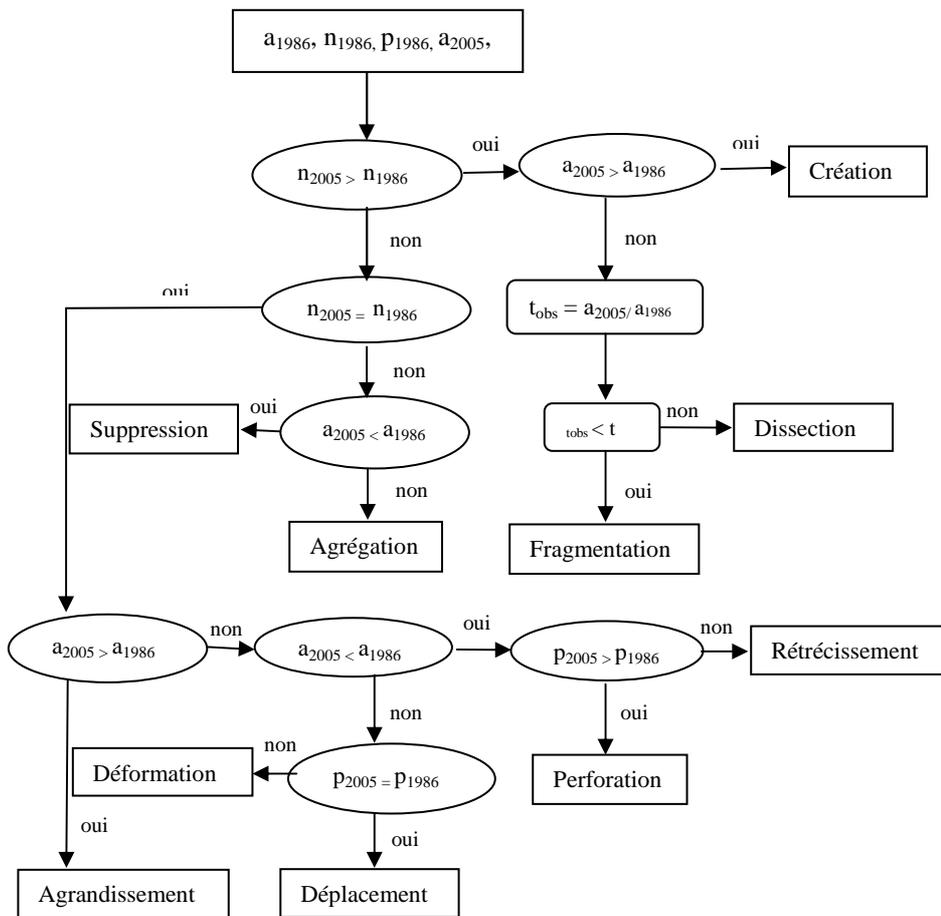


Figure 3.2. Identification du processus de transformation spatiale : exemple pris pour la période 1986-2005. Modèle inspiré de l'arbre de décision de Bogaert *et al.* (2004).

Les décisions à prendre sont basées sur le nombre (n), l'aire (a) et le périmètre (p) des taches avant (n_{1986} , a_{1986} , p_{1986}) et après (n_{2005} , a_{2005} , p_{2005}) la transformation du paysage ; $t_{obs} = a_{2005}/a_{1986}$; $t = 0,5$ est une valeur prédéfinie. Pour distinguer les processus de fragmentation et de dissection qui engendrent des structures similaires, t_{obs} est calculé et comparé à t . Le

processus dominant est la fragmentation si $t_{obs} < t$, et dans le cas contraire le processus est la dissection.

3.3. Résultats

3.3.1. Cartes d'occupation du sol de 1972, 1986 et 2005

Les cartes d'occupation du sol obtenues suite à la classification des images Landsat sont présentées à la figure 3.3. La précision kappa de la classification de l'image Landsat ETM+ 2005 vaut 79,60%. Les détails des résultats de classification des trois cartes sont présentés en annexe 1. Une analyse visuelle des trois cartes d'occupation du sol montre une diminution du couvert végétal de 1972 à 2005 en passant par 1986. Les classes agricoles (culture et jachère à palmiers, mosaïque de cultures et jachères, savanes à emprise agricole) dominent le paysage en 2005 alors que les savanes et forêts étaient majoritaires en 1972. Seules quelques rares taches de forêt sont encore présentes en 2005 au nord de la zone d'étude. Le Sud est dominé par les taches urbaines dont l'expansion s'est faite de façon progressive de 1972 à 2005.

Les cartes de changement de l'occupation du sol élaborées sur base des trois cartes d'occupation du sol sont présentées à la figure 3.4. On observe trois grands processus qui se sont déroulés dans le paysage en 33 ans. Premièrement, la perte de végétation naturelle, en l'occurrence la dégradation des écosystèmes forestiers et savaniques. Deuxièmement, le phénomène de régénération du couvert végétal, notamment le reboisement par les plantations et la restauration des formations végétales naturelles dégradées. Finalement, la stabilité qui concerne les superficies des classes restées inchangées au cours des périodes d'analyse. Une analyse globale des cartes dynamiques permet de confirmer que les pertes de végétation dominent le paysage quelque soit la période d'analyse considérée. Les zones de stabilité observées concernent notamment les classes agricoles et les agglomérations. L'ensemble du paysage présente donc une dégradation avancée du couvert végétal.

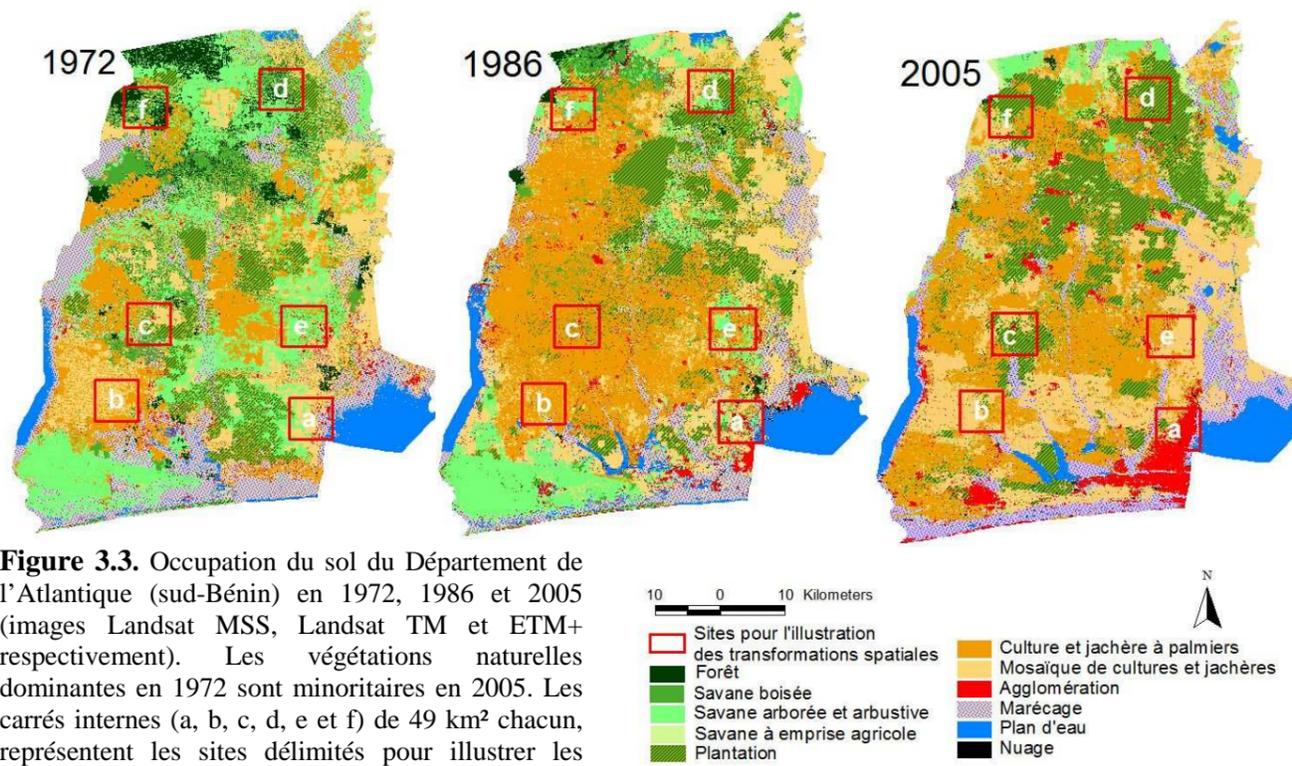


Figure 3.3. Occupation du sol du Département de l'Atlantique (sud-Bénin) en 1972, 1986 et 2005 (images Landsat MSS, Landsat TM et ETM+ respectivement). Les végétations naturelles dominantes en 1972 sont minoritaires en 2005. Les carrés internes (a, b, c, d, e et f) de 49 km² chacun, représentent les sites délimités pour illustrer les processus de transformation spatiale au niveau du paysage de la zone d'étude.

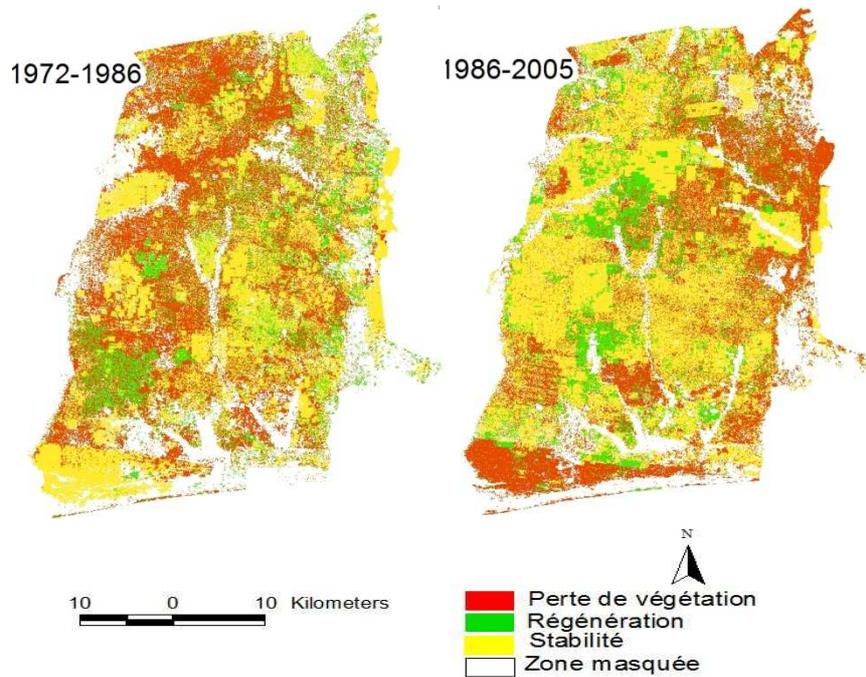


Figure 3.4. Dynamique d'occupation du sol pour les périodes 1972-1986 (à gauche) et 1986-2005 (à droite) (Département de l'Atlantique, Bénin). Les cartes indiquent pour chaque période, les zones qui subissent une perte de végétation ou une régénération.

3.3.2. Dynamique structurale

3.3.2.1. Processus de transformation spatiale

Le tableau 3.2 présente la synthèse des différents indices de structure spatiale calculés pour chacune des classes d'occupation du sol en 1972, 1986 et en 2005.

Le nombre de taches augmente pour les agglomérations entre 1972 et 1986 de même que la superficie. Le processus de transformation observé pendant cette période est donc la création. Au cours de la deuxième période 1986-2005, cette classe a subi une agrégation avec une augmentation de la superficie parallèlement à une régression du nombre de taches (Figure 3.5a).

Au niveau des mosaïques de champs et jachères, on constate une diminution du nombre de taches et une régression de l'aire totale pour la période 1972-1986. Le processus de transformation subi est par conséquent une suppression. Pendant la deuxième période, cette classe a connu une création du fait de l'augmentation de la superficie et du nombre de taches (Figure 3.5b). La classe cultures et jachères sous palmiers a subi une agrégation au cours de la période 1972-1986. Mais de 1986 à 2005, elle a subi une suppression comme processus de transformation dominant (Figure 3.5c). Les plantations ont connu le processus inverse de la suppression, c'est-à-dire la création au cours des deux périodes d'analyse 1972-1986 et 1986-2005 avec une augmentation du nombre de taches et de la superficie (Figure 3.5d). La classe des savanes à emprise agricole qui n'est apparue dans le paysage qu'à la deuxième période d'analyse (1986-2005) a connu le processus de création. En ce qui concerne les savanes arborées et arbustives, on constate un accroissement du nombre de taches et une régression de l'aire totale au cours de la période 1972-1986. La valeur de $t_{obs} = 0,44$ étant inférieure au seuil $t = 0,50$, il a été conclu que le processus de transformation dominant de cette classe est la fragmentation. Mais au cours de la deuxième période d'analyse, le nombre de taches et la superficie ont diminué. On assiste donc à une suppression des taches de cette classe (Figure 3.5e). Les savanes boisées et les forêts ont connu une diminution du nombre de taches et de la surface en 1986 par rapport à 1972. La même tendance est observée de 1986 à 2005. Le processus de transformation dominant observé successivement pendant ces périodes en ce qui concerne ces classes est donc la suppression (Figure 3.5f).

Tableau 3.2. Tableau récapitulatif des indices de structure spatiale : nombre (n), surface (a) et périmètre (p) des différentes classes d'occupation du sol en 1972, 1986 et en 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin).

	Ag	Mc	Cj	Pl	Sd	Sa	Sb	Fo
1972								
n ₁₉₇₂	4920	18122	12347	8827	0	17277	11231	2196
a ₁₉₇₂ (km ²)	40,9	509,2	446,9	266,1	0	655,5	391,9	184,2
P ₁₉₇₂ (km)	1802,5	16938,3	18254,9	8560,8	0	12664,3	14278,8	6030,6
1986								
n ₁₉₈₆	9415	18085	8661	11274	0	18109	3180	1439
a ₁₉₈₆ (km ²)	105,4	465,4	1035,6	308,7	0	286,6	211,2	81,9
P ₁₉₈₆ (km)	8079,8	31396,8	36449,7	15702,6	0	12680,9	16662,	7015,5
2005								
n ₂₀₀₅	7103	18292	6407	14254	4027	18068	0	414
a ₂₀₀₅ (km ²)	125,5	664,9	827,5	659,4	43,6	159,0	0	14,8
P ₂₀₀₅ (km)	5019,9	40289,1	33813,5	31771,2	2938,8	13637,2	0	1429,2

Notes : Ag : Agglomération ; Mc : Mosaïque de cultures et jachères ; Cj : Culture et jachère à palmiers ; Pl : plantation, Sd : Savane à emprise agricole ; Sa : savane arborée et arbustive ; Sb : Savane boisée, Fo : Forêt.

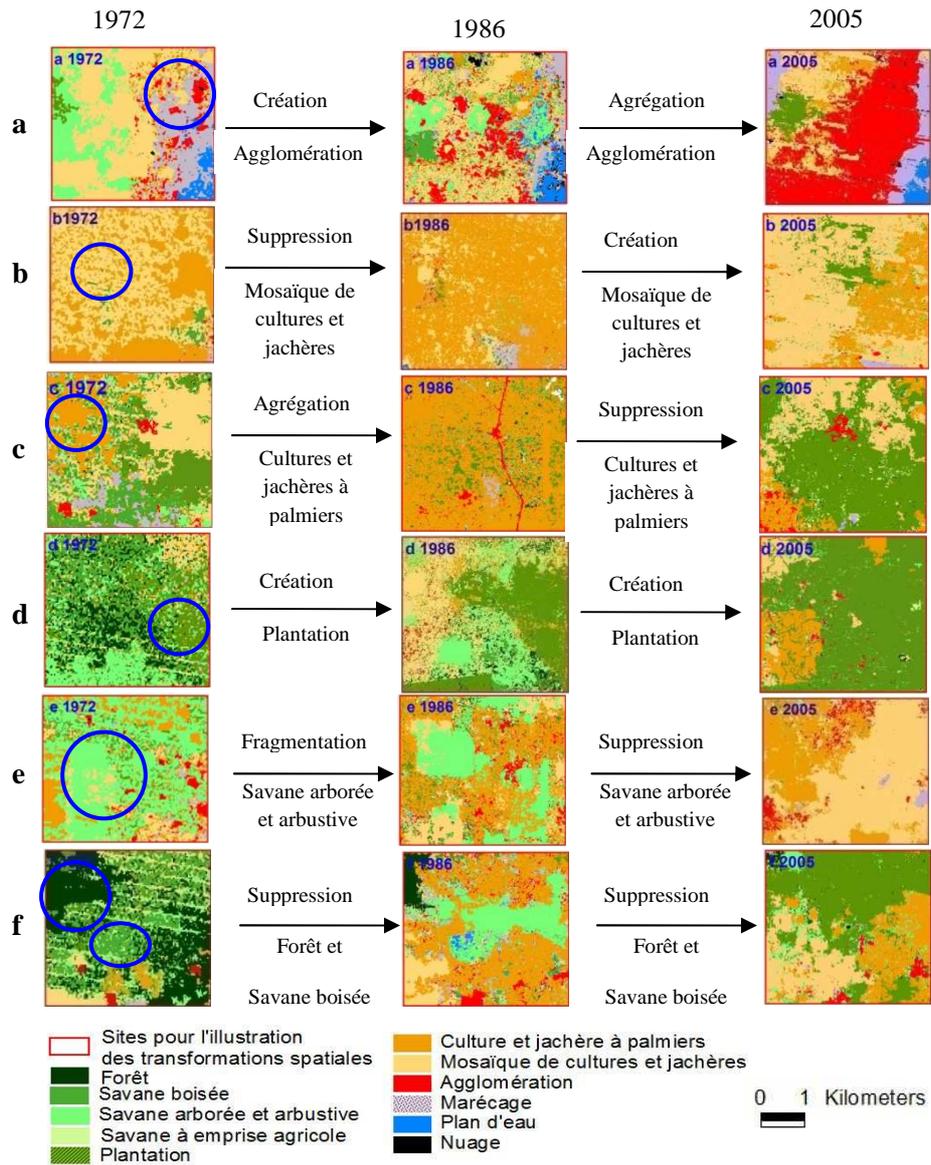


Figure 3.5. Illustration cartographique des divers processus de transformation spatiale du paysage (Département de l'Atlantique, sud-Bénin) en 1972, 1986 et 2005 à partir des six sites délimités en a, b, c, d, e et f. Le cercle (bleu) indique la classe d'occupation dont le processus de transformation est illustré.

La classification des quatre processus de transformation détectés dans le paysage anthropisé (Figure 3.6) montre que la création et l'agrégation sont les processus spécifiquement observés au niveau des classes anthropisées (agglomérations, mosaïques de cultures et jachères, cultures et jachères à palmiers, plantations, savanes à emprise agricole). Par contre, la fragmentation est le seul processus typiquement associé à la formation naturelle (savanes arborées et arbustives). La suppression est observée aussi bien pour les formations naturelles (savanes arborées et arbustives, savanes boisées et forêts) que pour les classes anthropiques (mosaïque de cultures et jachères, cultures et jachères à palmiers). Il est important de souligner d'une part que les savanes boisées et les forêts ont subi la suppression au cours des deux périodes d'analyse, et d'autre part que les savanes arborées et arbustives ont subi successivement la fragmentation et la suppression.

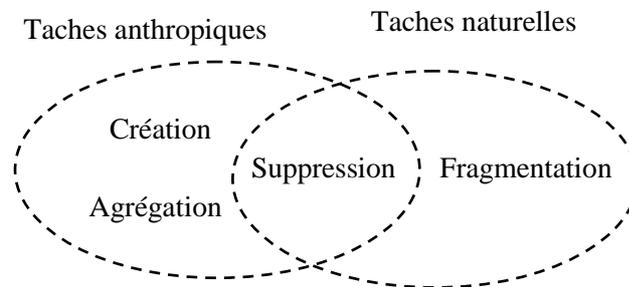


Figure 3.5. Classification des processus de transformation spatiale pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage. En cas d'anthropisation du paysage, les taches associées aux activités anthropiques subissent des processus de création et d'agrégation qui sont différents de ceux associés aux formations naturelles (fragmentation). Le processus de suppression est subi par les deux classes (anthropiques et naturelles). D'après Bogaert et *al.*, (2011b), modifié.

3.3.2.2. Anthropisation du paysage

Les indices d'anthropisation du paysage calculés pour les années 1972, 1986 et 2005 sont présentés dans le tableau 3.3. Les valeurs de dominance D_j augmentent pour les classes des savanes boisées et les cultures et jachères à palmiers entre 1972 et 1986 (2,71 à 8,05% et 4,59 à 65,35% respectivement).

Il y a donc eu formation ou agrégation de certaines taches dans ces classes. Par contre au cours de la deuxième période 1986-2005, les valeurs de la dominance diminuent pour ces mêmes classes. Cette diminution de D_j au cours de la deuxième période signifie que les taches qui dominaient ces classes par leurs tailles au cours de la première période d'analyse ont été morcelées. Au niveau des agglomérations, mosaïque de cultures et jachères, plantations, savanes arborées et arbustives et des forêts, on observe une diminution de la valeur de l'indice de dominance pendant la période 1972-1986. En revanche au cours de la deuxième période 1986-2005, les valeurs de la dominance connaissent une augmentation pour les classes des agglomérations et mosaïque de cultures (1,83 à 12,67%, 1,97 à 2,55% respectivement). Les classes des plantations, des savanes arborées et arbustives et des forêts présentent des valeurs de dominance toujours en baisse.

Le taux de fragmentation F_j semble être faible pour l'ensemble des classes pendant les périodes d'analyse. La dominance des taches de grande taille présentes dans chacune des classes pourrait expliquer ces faibles valeurs de l'indice de fragmentation. Cependant, F_j présente des valeurs de plus en plus élevées de 1972 à 1986 et de 1986 à 2005 pour l'ensemble des classes, à l'exception des agglomérations, des cultures et jachères à palmiers, des mosaïques de cultures. En effet, pour les cultures et jachères à palmiers et les mosaïques de cultures et jachères, on note une stabilité relative de cet indice au cours du temps ($F_j = 0,01$ et $F_j = 0,02$ respectivement). Par contre, les valeurs de F_j diminuent pour la classe agglomération (0,07 à 0,05). L'augmentation progressive de F_j témoigne du fait d'un morcellement constant et de plus en plus intensifié tandis que sa diminution est le résultat d'un regroupement des taches précédemment morcelées.

Tableau 3.3. Indices d'anthropisation du paysage pour 1972, 1986 et 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin)

	Ag	Mc	Cj	Pl	Sd	Sa	Sb	Fo
1972								
D _j (%)	2,48	15,02	4,59	30,90	-	22,17	2,71	25,98
F _j	0,07	0,02	0,03	0,02	-	0,02	0,02	0,00
1986								
D _j (%)	1,83	1,97	65,35	6,90	-	20,61	8,05	10,12
F _j	0,07	0,02	0,01	0,02	-	0,02	0,01	0,01
2005								
D _j (%)	12,67	2,55	17,18	3,70	3,07	9,57	-	4,80
F _j	0,05	0,02	0,01	0,04	0,05	0,07	-	0,02

Notes : Ag : Agglomération ; Mc : Mosaïque de cultures et jachères ; Cj : Culture et jachère à palmiers ; Pl : plantation ; Sd : Savane à emprise agricole ; Sa : savane arborée et arbustive ; Sb : Savane boisée, Fo : Forêt ; D_j : indice de dominance de la classe j ; F_j : indice de fragmentation de la classe j.

3.4. Discussion

L'étude de la dynamique du paysage dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin a été faite à travers une analyse spatio-temporelle basée sur la comparaison diachronique de trois cartes d'occupation du sol (1972, 1986 et 2005). Les résultats obtenus montrent la rapidité de la dégradation du couvert végétal naturel qui constitue la principale dynamique d'occupation du sol. Ce phénomène est principalement causé d'une part, par la pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis (principale technique culturale) associée à l'abattage des arbres pour la fabrication de charbon de bois et l'obtention du bois de chauffe (Lambin *et al.*, 2001 ; Oloukoi *et al.*, 2006 ; Barima *et al.*, 2011) et par la croissance démographique d'autre part (Brink & Eva, 2009). La dynamique de la densification du couvert végétal (régénération) observée dans une moindre mesure s'expliquerait par les actions de reboisement d'une part et l'enrichissement progressif des forêts dégradées d'autre part, grâce à l'Administration Forestière et aux Organisations Non Gouvernementales (Worou *et al.*, 2010).

L'identification du processus de transformation spatiale opéré dans le paysage a été rendue possible grâce à la simplicité et à la rapidité d'exécution de la typologie de l'arbre de décision (Bogaert *et al.*, 2004). Les résultats montrent que, de 1972 à 1986, les agglomérations ont connu le processus de la création suivi d'une agrégation entre 1986 et 2005. Le besoin de logements sans cesse croissant des populations, dû à la forte croissance démographique enregistrée ces dernières décennies, soit 4,2% entre 1992 et 2002 (INSAE, 2003) pourrait expliquer ces phénomènes bien visibles au Sud de la zone d'étude, dans les zones périurbaines proches de la capitale économique, Cotonou. Ces processus successifs de création et d'agrégation sont confirmés par l'indice de dominance D_j qui croît de 1986 à 2005 et par la diminution du taux de fragmentation F_j . Le processus de suppression de la classe des mosaïques de cultures et jachères de 1972 à 1986 pourrait s'expliquer par l'urbanisation, la progression et la conquête de nouveaux espaces habitables ainsi que par l'agrégation des cultures et jachères à palmiers suite à l'adoption de la méthode taungya dans la zone d'étude. Cette méthode consiste à allier l'arbre à l'agriculture (cultiver entre les arbres), (Mehtar *et al.*, 1997 ; Ganglo *et al.*, 1999). Le processus de création connu par cette classe de 1986 à 2005 témoigne bien de l'ampleur qu'ont pris les activités agricoles dans la zone d'étude d'une part et dans la zone périurbaine en particulier, suite à la dégradation du tissu socioéconomique et la détérioration du niveau de vie des citoyens (Olanrewaju *et al.*, 2004). Les valeurs observées pour l'indice de dominance et le taux de fragmentation confirment ces processus. La création connue par la classe mosaïque de cultures et jachères pendant la période 1986-2005 expliquerait la suppression observée au niveau des cultures et jachères à palmiers dans la même période. Quant aux plantations, elles ont connu la création comme processus dominant de transformation au cours des deux périodes d'analyse. Les actions de reboisement initiées et soutenues par l'Administration forestière ainsi que le regain d'intérêt des collectivités locales pour la production du bois (Worou *et al.*, 2010) expliquent ce processus. Malgré que ces plantations aient connu tout le long du parcours le processus de création, le taux de fragmentation élevé en 2005 ($F_j = 0,04$) indiquerait un aspect fragmenté des taches de cette classe, ce qui n'est pas réellement le cas. En effet, les taches de teckeraies de petites tailles en majorité, et éparpillées dans le paysage sont des plantations privées mises en place suivant la

disponibilité en terre de chaque planteur (Aoudji, 2009). Ces plantations sont donc installées progressivement de 1972 à 2005 par les propriétaires privés et sans aucun plan d'installation préalablement défini. Il ne s'agit donc pas dans ce cas d'un morcellement progressif de grandes taches de plantations caractéristique du processus de fragmentation. L'aspect fragmenté des taches de plantations n'est donc pas le résultat du processus de fragmentation mais simplement un aspect éparpillé de celles-ci. Les savanes à emprise agricole ou savanes dégradées apparues dans le paysage en 2005 ont connu la création comme processus dominant de transformation à la deuxième période d'analyse (1986-2005). En effet, l'intrusion anthropique constante dans les milieux savaniques pour les activités agricoles expliquerait la création de cette classe. La facilité de pénétration dans les savanes arborées et arbustives qui sont assez ouvertes et vulnérables (Barima *et al.*, 2009) a accéléré les processus de fragmentation de cette classe au cours de la période 1972-1986. Par contre, de 1986 à 2005, la suppression est le processus dominant subi par cette classe ; un aboutissement sévère de la fragmentation causé par la pression anthropique de plus en plus intense sur ces formations végétales. Ces processus sont illustrés par une diminution de l'indice de dominance D_j et une augmentation du taux de fragmentation F_j . La dégradation de l'écosystème forestier est matérialisée par des suppressions successives des forêts et savanes boisées au cours des deux périodes d'analyse. La plupart des taches qui composaient ces classes en 1972 ont donc été purement supprimées du paysage en 2005, ce qui est confirmé par une forte diminution de l'indice de dominance d'une période d'analyse à une autre. L'agriculture itinérante sur brûlis étant la principale pratique agricole dans la région, les zones boisées ne peuvent résister aux défrichements réguliers, aux feux de végétation et à l'exploitation du bois (Adomou, 2005 ; Oloukoi *et al.*, 2006). Les formations forestières ne peuvent donc qu'être éliminées régulièrement au profit des exploitations agricoles (Mayaux *et al.*, 2003 ; Bogaert *et al.*, 2008 ; Brink et Eva, 2009 ; Barima *et al.*, 2011). Les forêts qui subsistent encore sont confinées généralement dans la partie nord de la zone d'étude et dans les forêts classées. Quelques reliques forestières encore présentes dans certaines localités sont essentiellement constituées de forêts sacrées qui maintiennent tant bien que mal une part de la diversité biologique du Bénin, naturellement dépourvu de massifs forestiers conséquents (Sokpon et Ago, 2001 ; Kokou et Sokpon, 2006). Sous

l'influence des actions anthropiques, les transformations du paysage naturel dans ce cas ont commencé par la fragmentation (Forman, 1995a; Jaeger, 2000) qui aggrave souvent les processus de dissection qui seraient intervenus dans la zone d'étude avant 1972. Les zones d'influence de l'homme deviennent alors plus larges et mieux connectées, suite aux activités anthropiques et à la densité de la population. La suppression est le processus qui a parachevé l'influence des activités anthropiques sur le paysage naturel. La répercussion sur le paysage en est un recul de la forêt et des autres formations naturelles boisées et une avancée des formations anthropisées que sont les classes agricoles (Bamba *et al.*, 2008 ; Bogaert *et al.*, 2008).

Les images satellites Landsat utilisées, bien que de résolution relativement faible constituent un important outil pour l'identification des classes d'occupation du sol en vue de la gestion des ressources naturelles (Cohen et Goward, 2004). La résolution spatiale de ces images n'a cependant pas permis d'accéder à tous les détails sur les taches individuelles des classes et d'identifier de manière très précise les divers types de plantations. Malgré ce niveau de résolution, les jachères ont quand même pu être regroupées en mosaïque de cultures et en cultures et jachères à palmiers. L'acquisition d'images à résolution spatiale plus fine permettra à l'avenir de fournir des informations plus précises et plus détaillées. La précision globale de la classification obtenue dans cette étude (79,60 %) pourrait aider à fixer un taux de référence de précision pour des études similaires conduites sur des espaces ruraux ou agroforestiers (Fassnacht *et al.*, 2006).

3.5. Conclusion

La présente étude a permis de mettre en évidence et de caractériser les changements du paysage grâce aux méthodes de l'écologie du paysage associées à la télédétection et à la cartographie de 1972 à 2005. Les résultats obtenus confirment que le paysage du sud-Bénin est en pleine transformation. Il évolue donc vers une mosaïque où les zones anthropisées occupent une place centrale effective de 1986 à 2005. Quatre grands processus ont été identifiés à savoir la suppression, la fragmentation, la création et l'agrégation. Les formations naturelles boisées sont donc fragmentées ou supprimées en faveur de la création et de l'agrégation des classes anthropiques, des agglomérations et des plantations. Ces

transformations sont principalement dues à des perturbations d'origine anthropique (pression démographique et son corollaire de besoins vitaux, pratiques agricoles non durables) qui contribuent à la modification de l'occupation du sol. La biodiversité associée à ces formations boisées se trouve donc menacée si des mesures idoines de préservation ne sont pas mises en place. Aux horizons futurs, les forêts et savanes du Département de l'Atlantique seront un souvenir lointain, et nul n'ignore les conséquences tant sur les populations environnantes que sur la biodiversité animale et végétale, de même que l'épineuse problématique de gestion des ressources naturelles face à l'expansion démographique. Le verdissement progressif et complet des zones dégradées en vue de leur gestion durable s'impose donc à travers le renforcement des activités de reboisement et la prise en compte de l'amélioration du niveau de vie et de revenu de la population rurale.

CHAPITRE 4: CARTOGRAPHIE PAR TELEDETECTION DES PLANTATIONS PRIVEES DE TECK (*TECTONA GRANDIS* L.f.) : VERS LA DETERMINATION PRECISE DE LA SIGNATURE SPECTRALE DU TECK

Ce manuscrit sera soumis à la revue *Télédétection*

Toyi S.S.M., Delloye C., Sinsin B. & Bogaert J.

Résumé

La localisation et le suivi des teckeraies (*Tectona grandis* L.f.) sont très importants dans un contexte où le reboisement constitue une activité vitale pour le maintien des paysages dégradés. Cette étude a pour but d'analyser les caractéristiques spectrales d'une importante espèce ligneuse, le teck au Sud du Bénin, sur base de l'image satellitaire SPOT 5, en vue d'établir la cartographie des teckeraies et de permettre ainsi leur inventaire. Un autre objectif poursuivi, est de démontrer l'effet des pratiques sylvicoles et d'autres facteurs externes aux teckeraies sur la variabilité de leur réponse spectrale. Les paramètres tels que le diamètre moyen à hauteur de poitrine (dbh), la densité, le pourcentage de recouvrement au sol, la pente, la mixité des espèces et la présence ou l'absence d'élagage ont été relevés. Les relevés de terrain et l'algorithme du Maximum de Vraisemblance ont été utilisés pour la classification supervisée de l'image. Des indices de végétation tels que le Vegetation Index (VI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Moisture Stress Index (MSI) et Infrared Index (II) ont été mis à contribution pour l'amélioration de la qualité de la classification. Les résultats obtenus montrent que la variabilité de la réponse spectrale des teckeraies est essentiellement liée au diamètre, au recouvrement, à la densité et à la pente. Ce qui a permis d'identifier deux groupes relativement homogènes de teckeraies. Les précisions de classification obtenues sont de 84,78 % et de 88,9% (précision du producteur) respectivement pour le premier et le deuxième groupe de teckeraies avec des erreurs de commission de 11,7 % et 10,9 %. Ces précisions sont acceptables pour valider une étude de l'occupation du sol lorsqu'on classe des données de télédétection. L'analyse de la réponse spectrale des teckeraies, en termes de séparabilité avec les autres types de végétation du milieu montre que les teckeraies ne présentent pas une réponse spectrale unique, mais confondue dans une moindre mesure avec les autres plantations (palmiers à huile, acacias) et les

espèces de savanes de la zone d'étude. Cette limitation n'a pas permis d'atteindre une classification très précise en termes d'estimation de la superficie des teckeraies. Toutefois, une répartition spatiale précise des teckeraies de la zone d'étude a été réalisée.

Mots-clés : signature spectrale, teck, pratiques sylvicoles, image SPOT 5, séparabilité, classification supervisée.

Abstract

The localization and the monitoring of teak plantations (*Tectona grandis* L.f) are very important in a context where reforestation constitutes an essential activity for the maintenance of degraded landscapes. The present study is an attempt to analyze the spectral signature of an important tree species, teak in southern Benin using the SPOT 5 satellite image for mapping and inventory of teak plantations. Another objective pursued, is to demonstrate the effect of silvicultural practices and other external factors to teak plantations on their variability in the spectral values. The parameters as the diameter to breast height (dbh), the density, the percentage of ground covering, the slope, the mixing of species and the presence or absence of lopping were collected. Field works and the maximum likelihood algorithm permit to execute the supervised classification of the image. Vegetation indexes as Vegetation Index (VI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Moisture Stress Index (MSI) and Infrared Index (II) were used to enhance the classification accuracy. The results showed that variations in the reflectance values were due to the diameter, ground covering, density and slope effect. Two homogeneous groups of teak plantations were therefore identified. The statistics obtained for classification accuracy are 84.78% and 88.9% (producer accuracy) respectively for the first and the second group of teak plantation. Errors of commission are 11.7% and 10.9% respectively for the two groups. These accuracies are considered acceptable for interpretation of land cover classes. The analysis of the spectral signature of teak plantations, in terms of separability with the other land covers shows that teak plantations don't present a unique spectral signature, but confused with other tree plantations (oil palms, acacia) and some savanna species to a lesser extent. This limitation didn't permit to obtain high classification accuracy for teak plantation area estimate. However, an accurate spatial distribution of teak plantation is established in the study area.

Key words: spectral signature, teak, silvicultural practices, SPOT 5 image, separability, supervised classification.

4.1. Introduction

Le teck (*Tectona grandis* L.f.), l'une des essences les plus renommées dans le monde de par sa sylviculture et ses qualités technologiques apparaît comme une essence de très grande valeur dans l'économie mondiale (Behaghel, 1999 ; Pardé, 2002). Au Bénin comme dans d'autres pays d'Afrique, il constitue la principale espèce de reboisement. Sa plantation n'est plus l'apanage de l'administration forestière, les planteurs privés s'étant investis dans cette filière suite au succès des plantations domaniales. La gestion efficiente des plantations de teck peut contribuer au maintien et à l'équilibre écologique des formations boisées des zones dégradées (Marien et Mallet, 2004). Or, aucune forêt ou formation végétale dont les données sur la taille et la localisation font défaut, ne peut être convenablement gérée (Knight *et al.*, 2004). De plus, l'identification des espèces d'arbres est importante dans la compréhension de divers processus (Christian et Krishnayya, 2007).

Au Bénin, la rareté de données statistiques fiables sur le potentiel forestier actuel, rend difficile la connaissance de la production annuelle de bois et constitue une contrainte majeure au développement du secteur du bois au Bénin (Quenum, 2005) ; d'où l'intérêt d'une évaluation de la ressource en teck. L'imagerie satellitaire, qui constitue l'outil de base de cette étude, est utilisée depuis des dizaines d'années comme source de données primaires permettant la connaissance de l'état des ressources à travers la réalisation d'inventaires et de cartographie (Cohen et Spies, 1992 ; Christian et Krishnayya, 2007). Ainsi, les recherches effectuées auparavant à l'aide de l'imagerie à très haute résolution ont démontré qu'il est possible à partir des mesures spectrales et spatiales, de discriminer les peuplements forestiers d'une façon automatique, en se rendant jusqu'à l'identification de l'arbre individuel même (Bouzkraoui et Beaulieu 2000 ; Watson et Wilcock, 2001). Ces observations appellent les questions suivantes : comment pourrait-on appliquer ces mêmes techniques pour identifier les plantations de teck de la zone d'étude ? Dans un contexte où le paysage étudié est très complexe, à quelles particularités devrait-on s'attendre dans les réponses spectrales des teckeraies ? Ces questions n'ont pas encore fait l'objet d'études pouvant éclairer la communauté scientifique sur les possibilités de suivi des efforts de reboisement au Bénin et dans le sud-Bénin en particulier. La présente étude

examine donc ces questions, en s'appuyant sur le cas des plantations privées de teck.

Très importantes dans l'identification et la cartographie de divers types de formations végétales, les techniques de télédétection sont rapides et à moindres coûts d'investigation (Wolter et White, 2002 ; Karin *et al.*, 2006 ; Chabi *et al.*, 2010) et donc profitables aux pays en voie de développement comme le Bénin. Les techniques d'analyses utilisées incluent les images Landsat Multispectral Scanner (MSS), Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+), SPOT et AVHRR et sont menées avec des degrés de succès variés (Messier *et al.*, 2001 ; Dymond *et al.* 2002 ; Goodenough *et al.*, 2003). Dans le contexte de cette étude, la détermination de la signature spectrale constitue un important défi du fait que l'identification de l'occupation du sol dans les pays en voie de développement à l'aide d'images satellitaires est plus complexe qu'en pays industrialisés parce que, dans les pays en voie de développement, l'occupation du sol ne présente pas souvent de caractéristiques physiques propres (Renard *et al.* 1997).

L'objectif de cette étude est de fournir les bases permettant de réaliser, à partir de l'image satellitaire SPOT 5, l'inventaire des teckeraies privées (en termes de répartition spatiale et de superficie). Spécifiquement, cette étude vise d'une part, à établir la réponse spectrale des teckeraies et étudier l'influence des pratiques sylvicoles et d'autres paramètres externes, sur leur réponse spectrale. D'autre part, elle vise à évaluer la séparabilité spectrale entre les teckeraies et les autres classes d'occupation du sol. Dans la présente étude, l'hypothèse selon laquelle la réponse spectrale du teck (*Tectona grandis* L.f.) présente une certaine variabilité intraspécifique comme observée chez d'autres espèces de forêt et que les paramètres structuraux des teckeraies peuvent expliquer en partie cette variabilité dans la réponse spectrale sera vérifiée. Dans un second temps, la séparabilité entre la classe des teckeraies et les autres classes d'occupation du sol sera analysée afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle chaque groupe homogène de teckeraie est caractérisé par une réponse spectrale unique qui permet de le distinguer des autres types de végétation. Il s'agit donc d'essayer, sur base de l'image satellitaire SPOT 5, d'extraire les caractéristiques radiométriques du teck et de démontrer l'effet des paramètres structuraux sur la variabilité des

réponses spectrales. La méthode de classification la mieux adaptée à la cartographie des teckeraies de la zone d'étude va être également déterminée en essayant d'identifier la combinaison de bandes spectrales optimale pour une forte discrimination d'avec les autres espèces.

4.2. Données et méthodologie

4.2.1. Zone d'étude

L'étude a été conduite au Sud-ouest du Département de l'Atlantique (Sud-Bénin) dans la Commune de Tori-Bossito comprise entre 6°25' et 6°37' de latitude Nord, 2°1' et 2°17' de longitude Est, sur une superficie de 328 km² (Figure 4.1). Cette zone située en partie sur la dépression de la Lama est composée de quatre types de sols: les sols ferralitiques au nord de la zone; les vertisols au sud, les sols hydromorphes à l'est et à l'extrême ouest, quelques sols ferrugineux tropicaux (Ahlonso et Houndonougbo, 2005). Cette région est caractérisée par deux saisons des pluies (Mars à Juillet et Septembre à Octobre) et deux saisons sèches (Décembre à Mars et Août). La moyenne des précipitations annuelles est de 1350 mm. La température varie de 25°C à 29°C avec un maximum de 35°C entre février et mars. La végétation naturelle composée de mosaïque de forêts denses semi-décidues et de savanes guinéennes (Salzmann et Hoelzmann, 2005), est aujourd'hui largement dégradée, faisant place à des espaces cultivés. Cette dégradation est dans une moindre mesure, compensée par des plantations forestières dont la principale espèce est le teck (*Tectona grandis* L.f.) qui constitue l'une des essences tropicales les plus demandées sur le marché international du bois (Pandey & Brown, 2000). Les teckeraies représentent aujourd'hui la principale source de bois de construction, du bois de chauffage, piquets, perches, poteaux, bois ronds dans le Sud-Bénin.

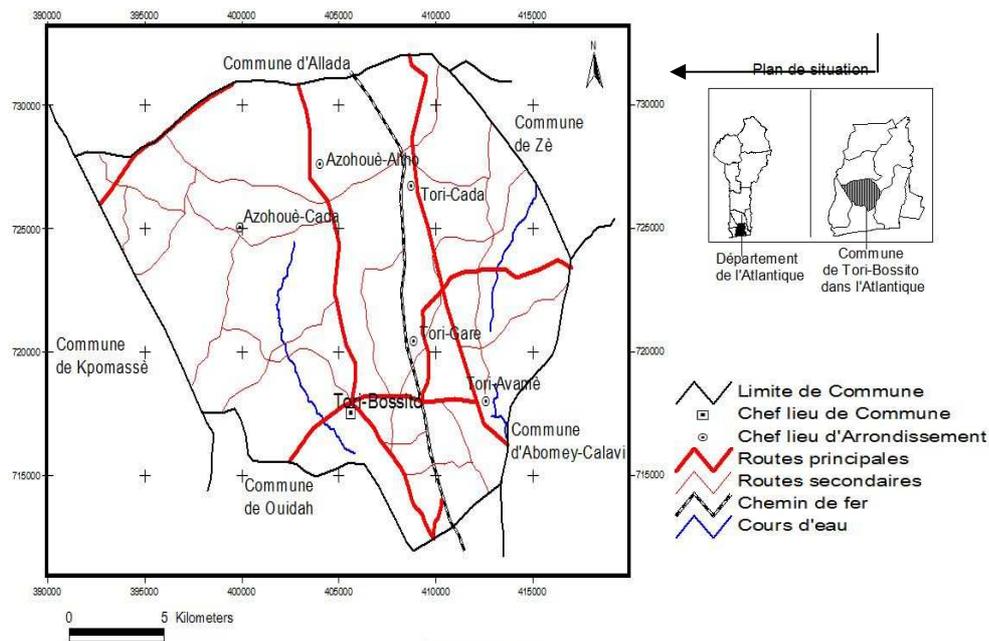


Figure 4.1. Carte de situation de la Commune de Tori-Bossito dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin (sources : feuille topographique du Bénin au 1/200000 IGN-Bénin).

4.2.2. Critères de sélection des teckeraies et paramètres mesurés

Les teckeraies faisant objet de cette étude ont été sélectionnées suivant quatre principaux critères afin d'assurer une cohérence et une interprétation non biaisées des résultats. Ainsi, la teckeraie composée de plus de 10 lignes (pour assurer la présence d'un intérieur identifiable et composé de pixels purs) doit comporter des individus de diamètre (dbh) supérieur ou égal à 5cm (diamètre du teck auquel on peut obtenir des perches exploitables pour divers usages). Les conditions à l'intérieur des teckeraies doivent être homogènes (même niveau de coupe, sous bois homogène) car dans les analyses statistiques, chaque teckeraie est considérée comme une entité homogène, caractérisée par une valeur unique de chacun des paramètres étudiés. Enfin, l'échantillonnage doit être représentatif des teckeraies

présentes dans la zone d'étude afin d'assurer l'applicabilité ultérieure de la signature spectrale trouvée. Au total, 63 teckeraies privées ont été échantillonnées sur base de ces critères.

Les paramètres susceptibles d'influencer la réflectance des teckeraies sont mesurés ou appréciés qualitativement. Ainsi, le diamètre du teck a été mesuré sur les 4 premières lignes en bordure de la plantation (sur la longueur et la largeur) et au centre de la plantation, afin d'assurer une représentativité des diamètres des arbres présents dans la plantation. La densité moyenne par plantation (en nombre d'arbres par hectare) a été également estimée à partir d'une parcelle de 100 m². La superficie des teckeraies a été calculée sur base d'un nombre élevé de mesures des coordonnées des sommets de chaque plantation projetées dans le logiciel Arcview 3.2, afin d'assurer la localisation exacte des teckeraies sur l'image satellitaire. L'indice de forme (I_f) a été calculé pour chacune des plantations sur base de leur périmètre et de leur superficie. La pertinence de cet indice dans le cadre de cette étude réside dans le fait que, plus la forme d'un objet analysé par télédétection est complexe et allongée, plus la présence d'une zone d'intérieure est faible et la probabilité d'obtenir des pixels mixtes est élevée.

$$I_f = \frac{A}{P^2} \quad (4.1) \quad (4.1)$$

Avec A : aire de la teckeraie et P son périmètre. Théoriquement, tout ratio aire-périmètre est maximisé par le cercle. La valeur maximale de cet indice est donc de $1/(4\pi)$. Plus un objet présente une forme allongée et complexe, plus la valeur de l'indice tend vers zéro, (Bogaert *et al.*, 2000).

La position topographique des teckeraies à travers la mesure de la pente a été également prise en compte. Le positionnement du clinomètre sur la pente permet une lecture directe de celle-ci en degrés. La densité du sous-bois qui représente un paramètre sylvicole, le sarclage, a été estimée par le pourcentage de recouvrement au sol. Un pourcentage de recouvrement variant de 0 à 100% a été attribué à chaque plantation après l'avoir parcourue entièrement. L'élagage est qualitativement quantifié par une variable binaire. Ce critère n'étant cependant pas toujours aisément apprécié, toute teckeraie présentant 60% de pieds élagués et plus, est considérée comme élaguée et les autres comme non élaguées.

4.2.3. Classification de l'image satellitaire et affinement des données

L'image SPOT 5 acquise le 20 octobre 2010, a une résolution spatiale de 10 m sur une échelle radiométrique de 8 bits (256 niveaux d'intensité). Elle possède une résolution spectrale de 4 bandes (vert : 0,50-0,59 μm ; rouge : 0,61-0,68 μm ; PIR : 0,78-0,89 μm ; MIR : 1,58-1,75 μm). La zone d'étude s'étend un peu plus vers l'ouest et n'est pas totalement couverte par l'image. Cependant, la perte d'information est minime car aucune teckeraie n'a été échantillonnée dans cette zone où les palmeraies dominent. Les corrections radiométrique (distorsions dues aux écarts de sensibilité entre les détecteurs élémentaires de l'instrument de prise de vue) et géométrique (rectification dans la projection cartographique standard UTM WGS 84) de niveau 2A ont été effectuées par le fournisseur. Ce niveau de prétraitement permet de combiner des fichiers vecteurs à l'image.

Les expériences de terrain et les besoins de l'étude ont conduit à la définition de 7 classes d'occupation du sol : formations naturelles (FN) : divers types de savane et reliques forestières ; teckeraies ; autres plantations (AP) ; mosaïque de champs et jachères (MCJ) ; prairie marécageuse (PM) ; agglomérations (AG) et routes. Pour chaque classe, des zones d'entraînement (Regions of interest) composées de points et de polygones ont été définies avec le logiciel ENVI. Pour le cas particulier des teckeraies, les zones d'entraînement ont été obtenues grâce aux coordonnées de teckeraies vectorisées avec le logiciel Arcview GIS 3.2 et projetées sur l'image satellitaire dans la même projection (UTM WGS 84). Ces zones d'entraînement sont tracées à l'intérieur de chaque plantation afin d'obtenir des pixels purs et de minimiser ainsi la contamination par des pixels adjacents d'autres classes d'occupation du sol (Watson et Wilcock, 2001 ; Christian et Krishnayya, 2007).

Les rapports de bandes spectrales ont été ensuite utilisés afin de diminuer les effets d'ombre et d'améliorer la discrimination des différentes classes de végétation (Watson et Wilcock, 2001). Quatre rapports de bandes proposés par Watson et Wilcock (2001) ont été utilisés: Vegetation Index (VI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Moisture Stress Index (MSI) et Infrared Index (II).

$$VI = \frac{PIR}{R} \quad (4.2)$$

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R} \quad (4.3)$$

$$MSI = \frac{MIR}{PIR} \quad (4.4)$$

$$II = \frac{PIR - MIR}{PIR + MIR} \quad (4.5)$$

Avec PIR : Proche Infra Rouge ; R : Rouge, MIR : Moyen Infra Rouge

En vue de caractériser la variabilité observée au niveau de la réflectance des teckeraies, les paramètres structuraux caractérisant ces teckeraies ont été utilisés. L'analyse canonique de redondance (ACR) a donc été utilisée d'une part, pour déterminer la proportion de variance de réflectance qui peut être expliquée par les paramètres structuraux et d'autre part, pour démontrer leur influence sur la variation de réflectance des teckeraies dans les différentes bandes spectrales. Cette analyse permet de réaliser une comparaison directe entre deux matrices et de tester directement des hypothèses écologiques en mettant en évidence toute la variance du jeu de données des variables réponses (Y, la réflectance) qui est liée aux variables explicatives (X, les paramètres structuraux), (Legendre et Legendre, 1998). Cette analyse a été conduite avec le logiciel Canoco grâce au test de permutation de Monte-Carlo réalisé sur chaque variable explicative en vue de déterminer quelles sont celles qui participent le plus significativement à la variance expliquée. Les résultats issus de cette analyse permettront de sélectionner les principaux paramètres qui influencent le plus significativement la variabilité dans la réponse spectrale des teckeraies. Ils serviront de critères de regroupement des teckeraies en des classes relativement homogènes grâce à la méthode de classification numérique dans le but de réduire la superposition des teckeraies avec d'autres classes et d'affiner ainsi l'homogénéité de la réponse spectrale pour une bonne précision dans la cartographie des

teckeraies. La description des groupes a été faite à partir des statistiques descriptives sur les groupes de teckeraies. Le test non paramétrique de Mann-Whitney est appliqué sur les réflectances au niveau des deux groupes afin de vérifier leur séparabilité. Une régression linéaire est ensuite effectuée entre les principaux paramètres et la réflectance des teckeraies afin de préciser la relation entre ces deux facteurs (Jobson, 2001).

Des représentations visuelles (boxplots) par classe d'occupation et par bande spectrale sont élaborées pour apprécier la superposition des classes et permettre la visualisation des bandes entraînant la meilleure séparation des classes (Lillesand *et al.*, 2008). Les analyses quantitatives de la séparabilité spectrale des teckeraies par rapport aux autres classes ont été effectuées par des tests non paramétriques (test de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney) sur base des quatre bandes spectrales et des indices de végétation ; les conditions d'application de test paramétriques n'étant pas respectées (Schmidt et Skidmore, 2003 ; Dalponte *et al.*, 2009). Ces analyses sont renforcées par le calcul de la distance de Jeffries-Matusita (JM) avec le logiciel ENVI qui constitue une étape cruciale avant le lancement de la classification proprement dite. Elle varie entre 0 et 2 et indique à quel point les paires de régions d'intérêt (ROIs) sont statistiquement séparées. Une valeur de la distance de JM inférieure à 1, indique que les zones d'entraînement peuvent être combinées en une seule classe (ENVI, Guide de l'utilisateur).

Plusieurs algorithmes de classification ont été utilisés *à priori* afin d'identifier le meilleur pour une bonne discrimination des teckeraies. Les algorithmes présentés ici sont ceux qui ont donné un résultat suffisamment acceptable (pourcentage de pixel de teck correctement classés supérieur à 60%) pour une classification correcte. Les algorithmes de classification supervisée suivants ont donc été utilisés avec le logiciel ENVI :

- Maximum de vraisemblance

L'algorithme de classification du Maximum de Vraisemblance évalue quantitativement la variance et la covariance des différentes classes spectrales lors de la classification. La probabilité statistique qu'une valeur de pixel donnée appartienne à une classe particulière est ensuite calculée. Le pixel à classer est assigné à la classe pour laquelle il a la plus grande probabilité d'appartenir. Le désavantage de cette méthode est qu'elle tend à surclasser les réponses spectrales ayant une valeur élevée dans la matrice de covariance (Andersen, 1998).

- Distance minimum à la moyenne.

Cet algorithme calcule la moyenne des valeurs spectrales dans chaque bande pour chaque classe et détermine la distance entre la valeur d'un pixel et la valeur moyenne de chaque catégorie. Le pixel est assigné à la classe avec laquelle il présente la distance la plus faible. La moyenne étant le seul paramètre utilisé pour attribuer la classe du pixel, une mauvaise classification est possible s'il y a une grande différence dans la variance des classes et si le pixel est plus proche de la moyenne de la classe à faible variance (Andersen, 1998).

- Distance de Mahalanobis

Cet algorithme est similaire à celui du Maximum de Vraisemblance mais suppose que les covariances de toutes les classes sont égales; il est donc plus rapide. Le paramètre qui peut être fixé par l'utilisateur est la distance maximum (ENVI, Guide de l'utilisateur).

Plusieurs classifications ont été effectuées avec les divers algorithmes et différents paramètres sur base des zones d'entraînement (ROIs). Ces classifications ont été faites avec différentes associations de bandes en tenant compte des résultats obtenus avec les tests statistiques lors du processus d'affinement des données en vue de déterminer la meilleure combinaison de bandes pour classer correctement les teckeraies. La classification définitive a été faite avec la meilleure combinaison de bandes retenue.

4.2.4. Estimation de la précision de la classification des teckeraies

L'estimation de la qualité de la classification a été faite par le biais d'une matrice de confusion à partir de laquelle un certain nombre d'indices ont été calculés (Banko, 1998 ; Godard, 2005 ; Barima *et al.*, 2010). Il s'agit notamment de (1) la précision globale de la classification, donnée par la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés (*MPCC*), (2) la précision du producteur $Pp(i)$ qui indique la probabilité qu'un pixel de référence soit correctement classé et (3) le coefficient de Kappa (\hat{K}) qui donne une estimation plus précise (qui tient compte des pixels bien classés) de la qualité de la classification (Congalton, 1991). Outre ces indices d'appréciation générale de la qualité, le choix de la classification la plus performante qui puisse améliorer la discrimination des teckeraies est essentiellement basé sur les critères directement liés à la classe des

teckeraies. Il s'agit de l'erreur de commission qui représente le pourcentage de pixels qui appartiennent à une autre classe mais qui sont classés comme appartenant à la classe "teckeraies", et de l'erreur d'omission qui représente le nombre de pixels appartenant à cette même classe des teckeraies, mais que la technique de classification choisie a failli de les classer dans cette classe d'appartenance.

La figure 4.2 présente le résumé schématique de l'approche méthodologique suivie au cours de cette étude afin de faciliter la compréhension des étapes d'analyses et de lecture des résultats.

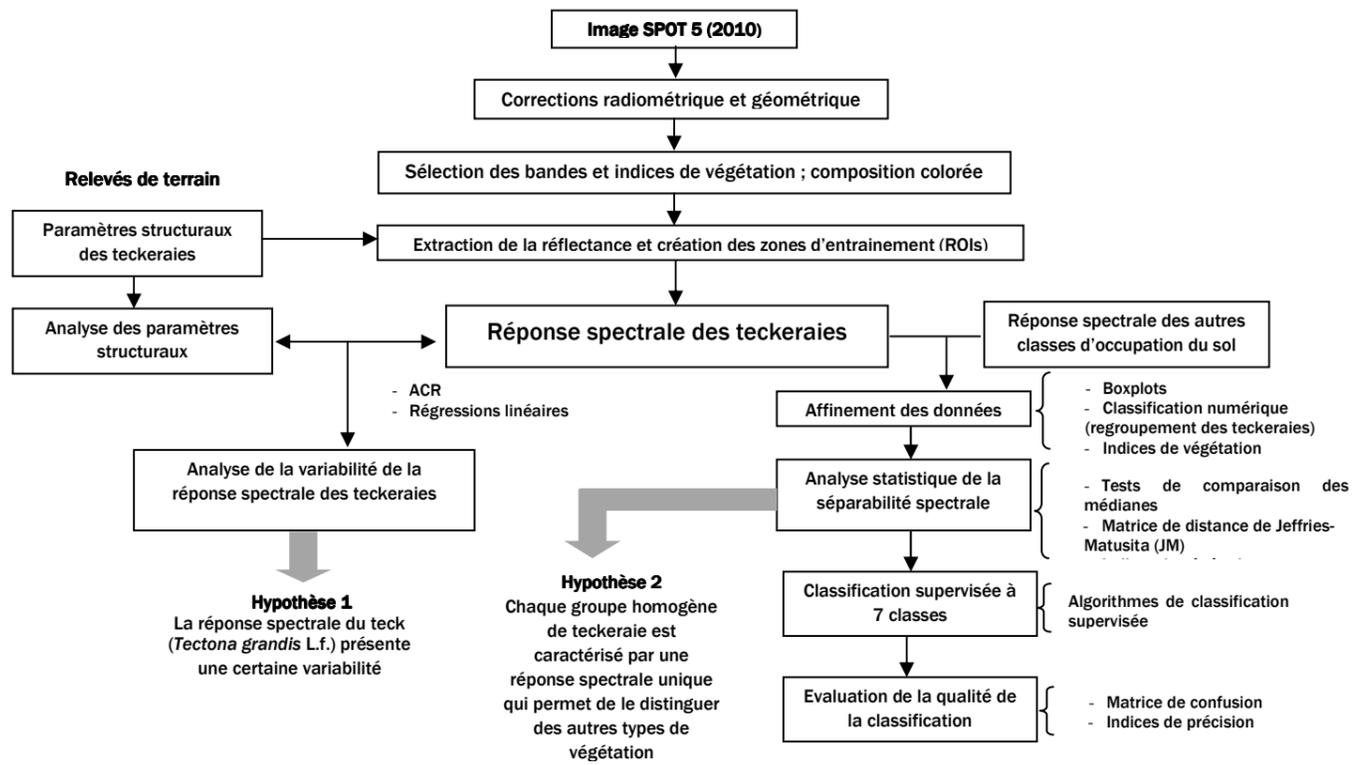


Figure 4.2. Schéma synoptique méthodologique de la classification de l'image satellitaire SPOT 5 de 2010 (Département de l'Atlantique, Bénin)

4.3. Résultats

4.3.1. Caractérisation de la réponse spectrale des teckeraies

La réponse spectrale des teckeraies privées étudiées présente le comportement typique de la végétation chlorophyllienne (tableau 4.1) avec une réflectance élevée dans le vert (121,4) que dans le rouge (116,6) et un pic dans le proche infrarouge (139,4). Il existe cependant une forte variation des réflectances, principalement dans les bandes du PIR et du MIR où certaines teckeraies présentent en effet, un écart au comportement typique de la végétation chlorophyllienne avec une signature ayant une très faible réflectance dans le PIR.

Tableau 4.1. Réflectance moyenne en nombre digital (0 à 255) des teckeraies dans les 4 bandes spectrales (vert, rouge, PIR, MIR). Cv représente le coefficient de variation.

	Vert	Rouge	PIR	MIR
Moyenne	121,42	116,62	139,43	131,37
Médiane	121,00	116,00	140,00	129,00
Min.	118,00	112,00	114,00	111,00
Max.	125,00	127,00	166,00	162,00
Ecart-type	0,84	1,96	8,73	7,26
Cv (%)	0,70	1,70	6,30	5,50

PIR : Proche Infra Rouge ; MIR : Moyen Infra Rouge

L'application de l'ACR (en vue de déterminer les paramètres structuraux qui influencent le plus significativement la variabilité dans la réponse spectrale des teckeraies) indique que les paramètres relevés dans les teckeraies expliquent 41,5 % des variations de réflectance observées. Le test de permutation de Monté-Carlo effectué sur chaque variable au seuil $\alpha=5\%$ montre que seuls le diamètre ($p<0,01$), le recouvrement ($p<0,01$), la densité ($p<0,05$) et la pente ($p<0,05$) participent significativement à cette variance et en expliquent 81 %. Ainsi, le diamètre (dbh) influence le plus fortement la réflectance des teckeraies (41,9 % de la variance totale expliquée), suivi du recouvrement (19,4%), de la densité (9,7%) et de la pente (9,7%). L'indice de forme, la superficie, et l'élagage expliquent une part très faible de la variance et ne sont pas considérées comme influents sur la réflectance ; ces

paramètres ne sont donc pas pris en compte dans la suite des analyses. L'hypothèse selon laquelle les paramètres structuraux permettent d'expliquer en partie, la variabilité de la réponse spectrale de *Tectona grandis* L.f. est confirmée.

4.3.2. Affinement de l'homogénéité de la réponse spectrale du teck

Le processus d'affinement des données a d'abord consisté à vérifier visuellement si toutes les classes d'occupation autres que les teckeraies sont représentées par une réponse spectrale relativement homogène. La classe Mosaïque de champs et jachères (MCJ) est la seule qui présente des sous-groupes. Elle a donc été séparée en trois sous-groupes sur base du comportement dans les quatre bandes spectrales. Le premier sous-groupe (MCJ1) représente une mosaïque de champs et jachères à dominance de jeunes cultures. Le deuxième sous-groupe de mosaïque de champs et jachères (MCJ2) est à dominance de jachères à *Chromolaena odorata* L. Enfin, le sous-groupe MCJ3 est dominé par de vieilles jachères comportant des arbustes. Les boxplots ont été ensuite réalisés en vue d'évaluer la superposition des teckeraies avec les autres classes et de permettre la visualisation des bandes entraînant la meilleure séparation des classes d'occupation du sol d'avec les teckeraies (figure 4.3). L'analyse des boxplots montre que la majorité des classes d'occupation présente des défauts de symétrie dans les différentes bandes spectrales. On note une superposition des boîtes représentant les classes d'occupation dans les 3 bandes du vert, du rouge et du PIR. Par contre, il n'y a quasiment aucune superposition entre le boxplot de la classe « teckeraies » et ceux des autres classes dans la bande spectrale du MIR. La bande spectrale du MIR semble donc être la bande permettant la meilleure discrimination des teckeraies.

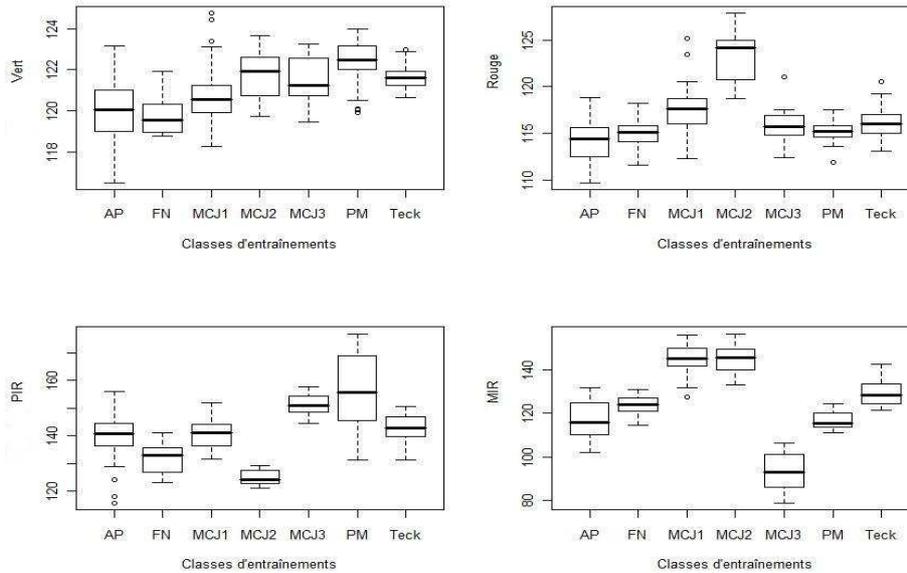


Figure 4.3. Boxplots des classes d'occupation du sol en fonction des 4 bandes spectrales de l'image SPOT. AP = autres plantations ; FN = formations naturelles ; MCJ = mosaïque de champs et jachères (les numéros représentent les 3 groupes de champs) ; PM = prairie marécageuse. Les classes des agglomérations et des routes ne sont pas présentées car elles ne posent aucun problème de superposition avec les teckeraies.

Dans l'optique de réduire la superposition des teckeraies avec d'autres classes et leur variabilité du point de vue de la réponse spectrale, le regroupement sur base des 4 paramètres influençant significativement la signature spectrale du teck a permis d'obtenir deux grands groupes de teckeraies suite à la classification numérique (Figure 4.4). La valeur de R^2 de 0,80 semble suffisante pour dégager les grandes tendances concernant la description de ces groupes.

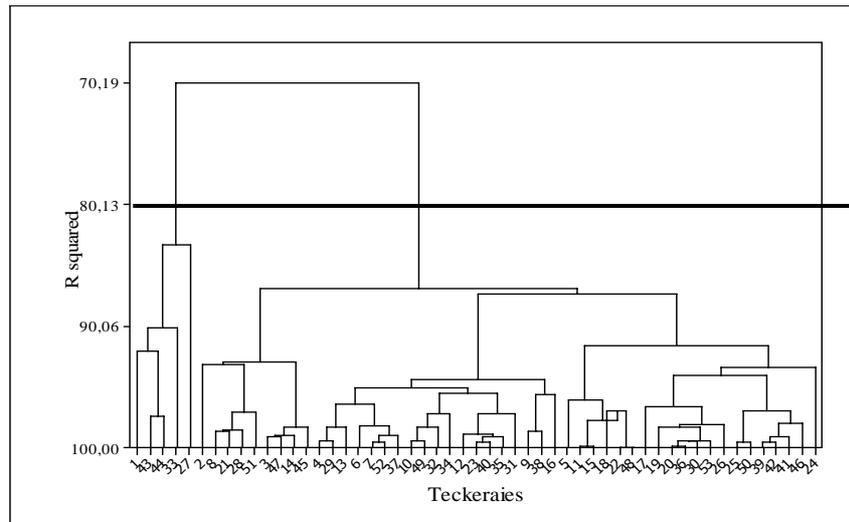


Figure 4.4. Dendrogramme relatif au regroupement des teckeraies échantillonnées (Tori-Bossito, Sud-Bénin) sur base des paramètres influençant significativement la signature spectrale du teck (le diamètre, le recouvrement, la densité et la pente).

L'analyse des statistiques descriptives donne déjà une idée précise des caractéristiques propres à chaque groupe. Elle montre que le premier groupe « teck_G_{dbh} » (teck de gros diamètre) comporte cinq teckeraies de densité moyenne de 2495 arbres/ha avec des individus de dbh de $14,6 \pm 3,12$ cm. Le recouvrement du sous-bois est de 47% avec une pente nulle. Le deuxième groupe « teck_P_{dbh} » (teck de petit diamètre) est composé des teckeraies de densité moyenne plus élevée (4070 arbres/ha) avec des individus de dbh moyen de $8,05 \pm 1,65$ cm ; le recouvrement du sous-bois est de l'ordre de 41% sur une pente moyenne de 2° . On peut en déduire que le premier groupe de teckeraies est caractérisé par des individus de grand diamètre, installées sur un terrain relativement plat. La densité des arbres peut se rapprocher dans une moindre mesure de celle en gestion classique des plantations de teck (environ 1200 arbres/ha). La valeur du recouvrement indique un sous-bois relativement clairsemé. Contrairement au premier groupe, le deuxième groupe de teckeraies de densité très importante (très éloignée de la densité

optimale) est constitué d'individus de faible diamètre (proche du diamètre des perches exploitables) installés sur un terrain relativement pentu.

Le test non paramétrique de Mann-Whitney montre que les différences observées dans la réponse spectrale au niveau des 2 groupes de teckeraies sont significatives ($W=580,5$; $p<0,01$). Les résultats des régressions linéaires effectuées sur les deux groupes en se basant sur les réflectances spectrales et les caractéristiques structurales de chaque groupe de teckeraies montrent qu'il existe une corrélation négative entre le diamètre du teck ($p<0,01$) et le recouvrement du sous-bois ($p<0,05$) et les réflectances correspondantes dans le PIR et le MIR ($R^2<0,33$). La réflectance dans le PIR et le MIR diminue donc quand le diamètre du teck et le recouvrement du sous-bois augmentent. La tendance contraire est observée pour la densité et la pente qui augmentent avec la réflectance. Dans la bande du rouge, plus la densité ($p<0,001$), le diamètre ($p<0,01$) et la pente ($p<0,05$) augmentent, plus la réflectance augmente ($R^2<0,30$). Dans la bande verte, seul l'indice de forme influence significativement la réflectance ($p<0,01$). Ainsi, plus la forme de la plantation est simple avec un intérieur assez grand, plus la réflectance dans le vert est élevée ($R^2<0,20$). Ces résultats obtenus témoignent donc de l'importance de l'influence du diamètre sur la variabilité spectrale des teckeraies puisque la variation de réflectance dans trois bandes (Rouge, PIR, MIR) est significativement corrélée au diamètre. Cependant, la régression linéaire réalisée en se basant sur le diamètre comme variable dépendante n'est pas concluante ($R^2<0,25$) pour dégager un modèle pouvant prédire effectivement le diamètre. Les essais de transformation de variables et l'utilisation des indices de végétation dans l'analyse n'ont pas permis d'augmenter sensiblement la valeur de R^2 .

L'hypothèse selon laquelle « la réponse spectrale de *Tectona grandis* L.f. présente une certaine variabilité » est confirmée. Les teckeraies présentent effectivement une réponse spectrale variable, principalement dans les régions spectrales du PIR et du MIR. La figure 4.5 illustre l'évolution de la réponse spectrale des 2 groupes de teckeraies. La discrimination de ces 2 groupes devient plus nette dans le PIR (780-890 nm) et le MIR (1580-1634 nm). Une allure similaire des deux courbes de réflectance est observée dans les bandes du vert (500-590 nm) et du rouge (610-680 nm).

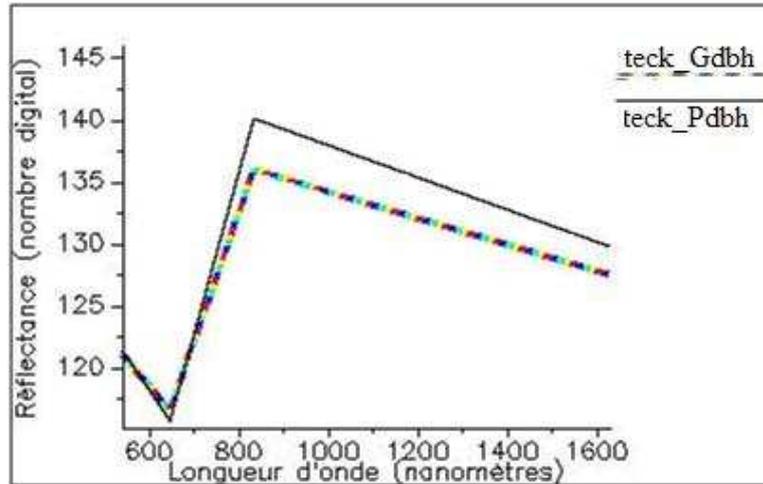


Figure 4.5. Comparaison de la signature spectrale du teck (*Tectona grandis* L.f.) au niveau des deux groupes, suivant les différentes longueurs d'onde correspondant aux 4 bandes spectrales de l'image SPOT 5 (Sud-Bénin ; Tori-Bossito).

L'évaluation statistique de la séparabilité spectrale des classes et donc de la possibilité de différencier les groupes de teckeraies par rapport aux autres classes d'occupation du sol s'est faite par des tests multiples de comparaison des médianes. La valeur de la probabilité associée au test statistique de Kruskal-Wallis appliqué pour comparer la médiane des différentes zones d'entraînement au sein de chaque bande spectrale montre qu'il y a au moins une des classes dont la médiane diffère ($p < 0,001$). Des tests multiples de Mann-Whitney appliqués entre la classe des teckeraies et les autres classes d'occupation du sol ont permis de déterminer les classes qui ne diffèrent pas significativement de celle des teckeraies. Le récapitulatif des résultats des tests à l'issue de ces analyses est présenté au tableau 4.2, seulement pour les classes qui ne sont pas toujours reconnues comme étant distinctes de celle des teckeraies. Il est à souligner que la bande du MIR n'a pas été prise en compte dans ce tableau récapitulatif puisqu'elle permet déjà de différencier totalement les teckeraies des autres classes d'occupation du sol comme démontré précédemment. Le détail de tous les résultats des tests de Mann-

Whitney appliqués entre les zones d'entraînement de la classe "teckeraies" et celles des autres types de végétation est présenté à l'annexe 2.

Tableau 4.2. Résumé des résultats des tests de Mann-Whitney appliqués entre les zones d'entraînement de la classe "teckeraies" (avec et sans regroupement des teckeraies) et celles des autres types de végétation. Tests appliqués pour les bandes spectrales et les indices. Seules les classes qui demeurent toujours confondues avec les teckeraies sont reprises dans ce tableau. La région spectrale du MIR n'est pas prise en compte dans le tableau puisqu'elle permet de totalement différencier les teckeraies des autres occupations du sol comme démontré précédemment.

Bandes	Test appliqués : Classe comparée avec les teckeraies	avec toutes les teckeraies		teck_G _{dbh}		teck_P _{dbh}	
		W	p-value	W	p-value	W	p-value
Verte	MCJ2	367	p>0,05	245	p>0,05	226,5	p<0,05
	MCJ3	217,5	p>0,05	162	p>0,05	145	p>0,05
Rouge	MCJ1	1158	p>0,05	874	p<0,01	670,5	p<0,01
	MCJ3	185	p>0,05	269	p>0,05	145	p>0,05
PIR	AP	988,5	p>0,05	582,5	p<0,05	485,5	p<0,05
	MCJ1	953	p>0,05	471	p>0,05	567	p>0,05
VI	AP	1181,5	p>0,05	727	p>0,05	545	p>0,05
	MCJ1	874,5	p>0,05	346,5	p<0,05	316,5	p<0,05
NDVI	AP	1188	p>0,05	675	p>0,05	175	p>0,05
	MCJ1	850,5	p>0,05	354,5	p<0,05	464,5	p<0,05
MSI	FN	520	p>0,05	468	p<0,05	207,5	p<0,05
II	FN	410,5	p>0,05	214,5	p<0,05	315,5	p<0,05

Note : AP = autres plantations ; FN = formations naturelles ; MCJ = mosaïque de champs et jachères (les numéros représentent les 3 groupes de champs).

De l'analyse du tableau, il ressort qu'avant le regroupement des teckeraies, elles sont largement confondues avec les champs, les autres plantations et les

formations naturelles au niveau de toutes les bandes spectrales et les indices de végétation. Le regroupement des teckeraies en deux a effectivement permis d'améliorer la discrimination des teckeraies dans les bandes du rouge et du PIR. Aucune amélioration n'est constatée pour la bande verte au niveau des «teck_G_{dbh}». Les indices de végétation ont permis une meilleure discrimination des teckeraies après leur regroupement. L'utilisation des indices MSI et II permettent la différenciation totale entre les groupes de teckeraies et toutes les autres classes. Les indices VI et NVDI, ne permettent pas la différenciation entre la classe des teckeraies et les autres plantations.

La distance de Jeffries-Matusita (JM) calculée entre la classe des teckeraies et les autres classes d'occupation du sol est présentée au tableau 4.3. Les combinaisons de bandes exploitées ici, se justifient par la meilleure discrimination obtenue lors des précédentes analyses entre les groupes de teckeraies et les autres classes d'occupation du sol suite à l'utilisation de ces bandes.

Tableau 4.3. Distances de JM calculées entre la classe "teckeraies" et les autres classes thématiques. La distance est calculée pour les deux groupes de teckeraies utilisées en zones d'entraînement avec différentes combinaisons de bandes.

Bandes	V-R-PIR-MIR		MIR-MSI-II		V-R-PIR-MIR-NDVI	
	teck_G _{dbh}	teck_P _{dbh}	teck_G _{dbh}	teck_P _{dbh}	teck_G _{dbh}	teck_P _{dbh}
teck_G _{dbh}	-	1,12	-	1,31	-	1,57
teck_P _{dbh}	1,07	-	1,25	-	1,64	-
AG	1,98	1,99	1,96	1,98	1,99	1,99
AP	1,17	1,16	1,29	1,22	1,70	1,81
FN	1,14	1,11	1,04	1,23	1,77	1,84
MCJ1	1,74	1,53	1,76	1,61	1,77	1,88
MCJ2	1,77	1,94	1,71	1,92	1,94	1,99
MCJ3	1,84	1,94	1,88	1,96	1,96	1,97
PM	1,82	1,69	1,86	1,85	1,93	1,96
Routes	1,97	1,95	1,97	1,99	1,99	1,99

Note : teck_G_{dbh} = teckeraies d'individus à gros diamètre ; teck_P_{dbh} = teckeraies d'individus à petit diamètre ; AG = agglomérations ; AP = autres plantations ; FN =

formations naturelles ; MCJ = mosaïque de champs et jachères (les numéros représentent les 3 groupes de champs) ; PM = prairie marécageuse. V= Bande spectrale du Vert, R = Bande spectrale du Rouge, PIR = Bande spectrale du proche infrarouge ; MIR= Bande spectrale du Moyen infrarouge, II = Infra-red Index ; NDVI = Normalized Difference Vegetation Index.

On note une nette augmentation de la distance de JM et donc une meilleure séparabilité entre les deux groupes de teckeraies et les autres classes (en occurrence les formations naturelles, les autres plantations et les mosaïques de cultures et jachères) lorsqu'on associe les bandes spectrales et les indices de végétation. La combinaison des bandes MIR, MSI et II a effectivement montré une amélioration de la séparabilité entre les teckeraies et les autres classes thématiques. Cependant, cette combinaison ne permet pas la discrimination totale des teckeraies (JM <1,9) par rapport aux classes avec lesquelles elles sont confondues (autres plantations, formations naturelles et MCJ) comme observé précédemment avec les tests de Mann-Whitney réalisés. L'hypothèse selon laquelle *Tectona grandis* L.f. présente une réponse spectrale unique qui permet de le distinguer des autres types de végétation qu'on retrouve habituellement dans son milieu est rejetée.

4.3.3. Classification de l'image et combinaison de bandes la plus efficace pour classer les teckeraies

La classification de l'image a été effectuée avec les 3 algorithmes de classification (distance Minimum, distance de Mahalanobis et Maximum de Vraisemblance). Le coefficient de Kappa le plus élevé obtenu avec la distance Minimum est de 0,70; sa valeur est de 0,72 pour la distance de Mahalanobis et de 0,85 pour le Maximum de Vraisemblance. Outre la faible valeur du coefficient de Kappa, la distance Minimum et la distance de Mahalanobis présentent les plus faibles pourcentages de pixels de teck correctement classés et induisent des erreurs de commission dans les autres classes particulièrement élevées (jusqu'à 54 %). Ces algorithmes entraînent donc le plus d'erreur lors du processus de classification (mauvaise estimation de la localisation et de la superficie des teckeraies). L'algorithme du Maximum de Vraisemblance (ML) est par conséquent celui retenu pour classer les teckeraies. Il présente les meilleures valeurs de précision de la classification et induit des erreurs relativement faibles quelque que soit la

combinaison de bandes utilisée, contrairement aux autres algorithmes. Le seuil de probabilité (paramètre initial de l'algorithme ML) unique de 0,95 a été retenu pour la classification ; aucune amélioration n'ayant été constatée par l'utilisation de seuils multiples. Le tableau 4.4 présente la récapitulation des meilleures classifications réalisées ainsi que les valeurs des indices de précision correspondantes pour les trois algorithmes. Les résultats obtenus pour les autres classifications (moins bonnes) et combinaisons de bandes sont résumés en annexe 3.

L'identification de la combinaison de bandes la plus efficace pour classer les teckeraies a débuté par l'utilisation des indices MSI et II et de la bande MIR puisque les tests de comparaison des médianes ont permis de conclure précédemment que la bande MIR et les indices MSI et II permettent une discrimination totale des teckeraies. Cette combinaison a permis d'obtenir une bonne précision du producteur (pixels de teck correctement classés) de 81,7% et 87,5% respectivement pour le premier (teck_G_{dbh}) et le deuxième groupe de teckeraies (teck_P_{dbh}). Cependant, cette combinaison présente le défaut d'une erreur de commission excessive (31,2% et 26,9% respectivement) avec les autres classes d'occupation du sol (figure 4.6 a). Ces mêmes tendances sont observées pour les autres combinaisons. Par contre, l'utilisation des quatre bandes spectrales et de l'indice NDVI permet d'obtenir la meilleure précision du producteur avec des erreurs de commission et d'omission (confusion des teckeraies avec d'autres classes) relativement faibles. La matrice de confusion obtenue à cet effet est présentée au tableau 4.5. Grâce à cette combinaison (V-R-PIR-MIR-NDVI), 84,8% et 88,9% de pixels de teck sont correctement classés avec des erreurs de commission de 11,7% et 10,9%, et des erreurs d'omission de 14,2% et 10,8% respectivement pour le premier groupe (teck_G_{dbh}) et le deuxième groupe de teckeraies (teck_P_{dbh}). Elle s'avère être par conséquent, la combinaison de bandes la plus efficace pour classer les teckeraies sur base de l'image SPOT 5. Suite à cette classification, la superficie de teckeraies présentes dans la zone d'étude est estimée à 36,4 km², soit un recouvrement de 11,1% (figure 4.6 b). De l'analyse de cette figure, il ressort que les teckeraies sont majoritairement présentes au Nord Est de la zone d'étude comme constaté lors des travaux de prospection et de relevés de terrain.

Tableau 4.4. Récapitulatif des meilleurs résultats obtenus pour la classification des teckeraies avec différentes combinaisons de bandes et pour les 3 algorithmes (Maximum de vraisemblance, Distance de Mahalanobis, Distance Minimum).

Groupes de teckeraies	Combinaisons de Bandes utilisées	Exactitude générale (%)	Coeff. Kappa	Précision du producteur (%)	Erreur de commission (%)	Erreur d'omission (%)	Superficie de teckeraies	
Maximum de vraisemblance							km ²	%
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI	86,85	0,85	84,78	11,69	14,17	6,30	1,91
teck_P _{dbh}				88,89	10,97	10,78	30,15	9,19
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI	83,40	0,80	77,61	30,60	22,35	13,74	4,19
teck_P _{dbh}				79,64	28,19	20,36	36,61	11,16
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-MSI-II	85,28	0,82	75,15	31,70	24,85	17,32	5,28
teck_P _{dbh}				79,12	30,05	20,85	39,63	12,08
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II	75,60	0,71	81,70	31,15	18,25	19,03	5,80
teck_P _{dbh}				87,50	26,90	12,05	69,49	21,18
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR	84,76	0,82	80,10	24,90	19,90	1,97	0,60
teck_P _{dbh}				85,70	21,15	14,25	15,03	4,58
Distance de Mahalanobis								
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI-VI-MSI-II	76,03	0,72	80,05	44,44	19,92	12,35	3,77
teck_P _{dbh}				81,08	42,87	18,89	47,28	14,41
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-	74,95	0,71	78,65	45,94	21,15	17,67	5,39

teck_P _{dbh}	NDVI			80,02	45,16	20,02	48,30	14,73
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II	72,41	0,68	73,83	47,20	26,15	23,27	7,09
teck_P _{dbh}				75,28	49,24	24,44	68,05	20,75
Distance Minimum								
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR			72,04	43,20	27,96	10,75	3,36
teck_P _{dbh}		75,28	0,70	74,45	41,05	25,53	43,31	13,53
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II			68,01	44,76	31,89	21,75	6,80
teck_P _{dbh}		74,62	0,68	70,25	53,91	29,75	70,20	22,25
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-	74,04	0,68	67,94	43,02	32,05	21,15	6,61
teck_P _{dbh}		NDVI			68,75	40,20	31,25	40,21

Notes : teck_Gdbh = teckeraies d'individus à gros diamètre ; teck_Pdbh = teckeraies d'individus à petit diamètre ; V= Bande spectrale du Vert, R = Bande spectrale du Rouge, PIR = Bande spectrale du proche infrarouge ; MIR= Bande spectrale du Moyen infrarouge, II = Infraunered Index ; NDVI = Normalized Difference Vegetation Index ; VI= Vegetation Index ; MSI= Moisture Stress Index

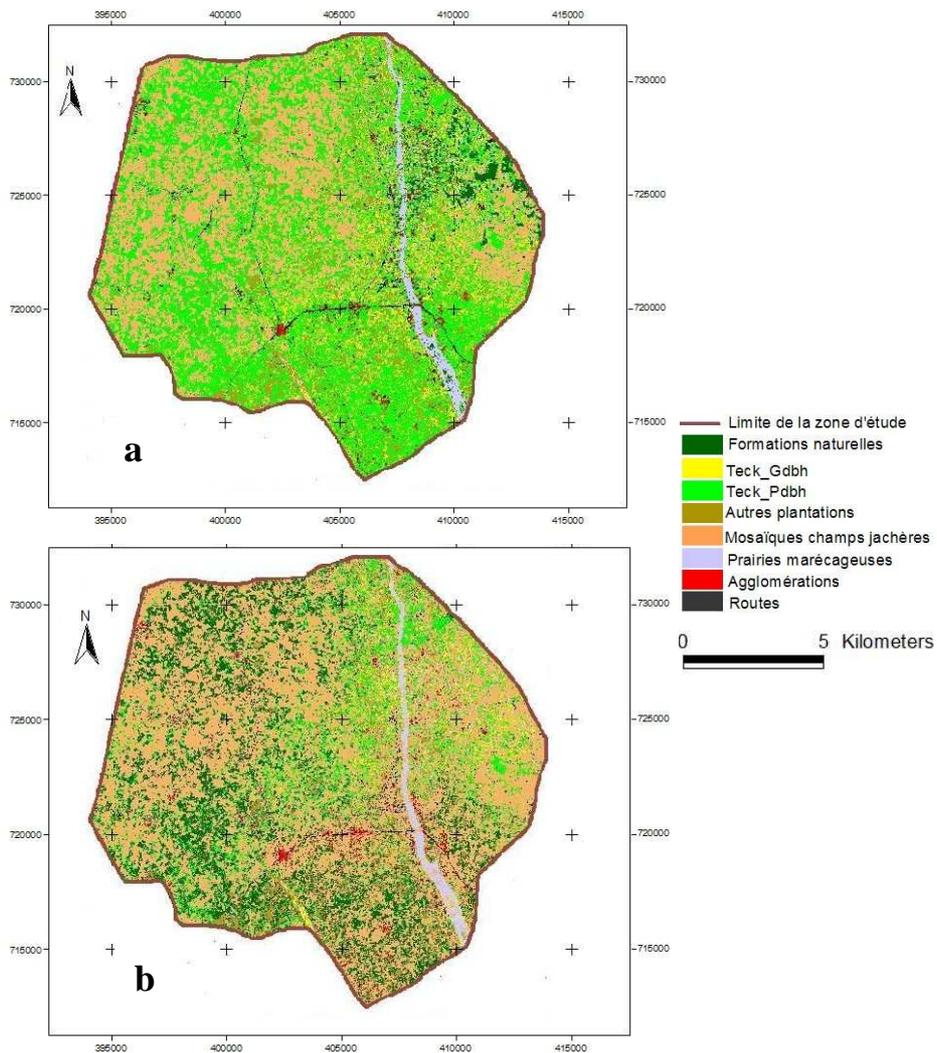


Figure 4.6. Classifications de l'image SPOT 5, réalisées avec le logiciel ENVI et l'algorithme du Maximum de vraisemblance. a. Illustration de l'erreur de commission excessive obtenue (bandes MIR, MSI et II); b. Classification la plus précise obtenue pour les teckeraies (bandes V, R, PIR, MIR et NDVI). Teck_Gdbh = teckeraies comportant des individus à gros diamètre ; Teck_Pdbh = teckeraies comportant des individus à petit diamètre.

Tableau 4.5. Matrice de confusion, erreurs de commission et d'omission exprimées en pourcentage pour la classification générée avec l'algorithme ML et les bandes V-R-PIR-MIR-NDVI. Les chiffres sur la diagonale représentent le pourcentage de pixels correctement classés dans chaque classe d'occupation du sol.

Classification supervisée	Données de référence										Erreur de commission (%)
	FN	teck_G _{dbh}	teck_P _{dbh} _h	AP	MCJ1	MCJ2	MCJ3	PM	AG	Route	
FN	74,21	0,00	2,45	8,68	0,60	0,14	0,00	0,76	0,00	0,00	24,69
teck_G _{dbh}	1,05	84,78	3,11	4,55	2,10	0,15	0,05	0,68	0,00	0,00	11,69
teck_P _{dbh}	3,10	2,32	88,89	2,19	0,58	0,45	1,25	1,08	0,00	0,00	10,97
AP	16,52	0,10	0,73	76,79	0,00	1,05	3,40	9,28	0,00	0,00	31,05
MCJ1	0,45	5,60	3,18	0,50	92,39	2,15	0,00	0,00	0,28	0,38	9,49
MCJ2	3,50	4,50	0,45	0,30	2,50	94,95	1,35	0,00	2,50	0,75	14,40
MCJ3	0,00	1,65	0,80	0,80	1,30	0,00	92,90	0,00	0,00	0,00	3,10
PM	0,00	0,00	0,06	3,28	0,10	0,00	0,75	86,86	0,00	0,00	4,19
AG	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	87,50	2,69	2,69
Route	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,90	0,00	0,00	9,03	94,62	10,23
Erreur d'Omission (%)	26,62	14,17	10,78	27,20	9,48	5,54	6,80	17,80	11,81	3,82	

Note : AG = agglomérations ; AP = autres plantations ; FN = formations naturelles ; MCJ = mosaïque champs et jachères (les numéros représentent les 3 groupes de champs) ; PM = prairie marécageuse

Lors de la classification, l'algorithme ML a principalement entraîné la confusion des teckeraies avec les autres plantations, formations naturelles et MCJ. Des confusions de moindre importance ont également eu lieu entre les deux groupes de teckeraies. Ainsi, 2,32 % des pixels qui auraient dû être classés en tant que teck_G_{dbh}, ont été attribués à la classe teck_P_{dbh}, et 3,11% des pixels qui auraient dû être classés en tant que teck_P_{dbh}, ont été attribués à la classe teck_G_{dbh}.

4.4. Discussion

L'étude de la réponse spectrale des teckeraies à travers l'utilisation de la télédétection sur base de l'image SPOT 5 constitue une étape primordiale dans la gestion et le suivi durables des plantations forestières dans un paysage dégradé. Les résultats obtenus ont permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle *Tectona grandis* L.f. présente une réponse spectrale variable. Une part de cette variabilité est expliquée par les paramètres structuraux caractérisant les pratiques sylvicoles. La principale source de la variabilité de la réflectance des teckeraies est le diamètre du teck (dbh) puisqu'il permet d'expliquer à lui seul 41,9% de cette variabilité. Les autres paramètres non moins importants (densité, recouvrement du sous-bois, pente) contribuent également à cerner les sources de variabilité de la réponse spectrale.

Le diamètre du teck reflétant son âge (Reid et Stephen, 2001), la variation de réflectance peut donc être abordée en termes de variation d'âge des teckeraies. En effet, suite à la classification numérique réalisée sur l'ensemble des teckeraies, le premier groupe contient des individus de teck relativement plus âgés (dbh = $14,6 \pm 3,12$ cm) que le second groupe (dbh = $8,05 \pm 1,65$ cm). Les courbes de réflectance correspondantes montrent que le premier groupe (teckeraies plus matures) présente une réflectance relativement plus faible que le second (teckeraies jeunes), notamment dans les bandes spectrales du PIR et du MIR. Des études réalisées dans ce domaine confirment ces résultats obtenus et précisent que la réflectance diminue rapidement pendant les 20-40 premières années d'une forêt et sature ensuite (Nilson et Peterson, 1994 ; Sivanpillai *et al.*, 2006; Christian et Krishnayya, 2007). Bien que les teckeraies étudiées ne soient pas aussi âgées que les espèces étudiées par ces auteurs, on peut quand même déduire qu'un début de différenciation spectrale liée à l'âge, a lieu entre les deux groupes

de teckeraies principalement dans les bandes du PIR et du MIR. Malgré que les teckeraies âgées et les jeunes teckeraies soient toutes des teckeraies (même espèce), la différence dans la réponse spectrale serait due à la différence dans la structure des tissus mésophylliens. En effet, les tissus mésophylliens des feuilles des jeunes végétations produisent une plus forte réflectance que ceux des feuilles des végétations matures (Rahman *et al.*, 2004). La densité des teckeraies influence également la réponse spectrale du teck principalement dans le rouge.

La corrélation négative obtenue entre le recouvrement du sous-bois et la réflectance est confirmée par les travaux d'Eriksson *et al.* (2006) qui affirme que la végétation du sous-bois peut avoir un impact majeur sur le rayonnement réfléchi par la canopée des arbres et précise que la différence de réflectance due à la végétation sous jacente est de 10 % dans le PIR. Dans la bande du rouge, la réponse spectrale du teck est également influencée par la pente qui peut entraîner des problèmes d'identification des différentes classes d'occupation du sol (Cohen et Spies 1992 ; Christian et Krishnayya 2007) dans la mesure où les variations d'ombre et les proportions visibles de la végétation du sous-bois par le capteur peuvent fortement varier simplement à cause de leur localisation sur des pentes différentes. La considération des deux groupes de teckeraies basée sur la pente comme l'un des paramètres de discrimination est donc important dans la réduction de la variabilité de la réponse spectrale des teckeraies.

Les précisions de classification obtenues avec l'algorithme du maximum de vraisemblance sont respectivement de 84,78 % et de 88,9% (précision du producteur) pour le premier groupe de teckeraies (teck_G_{dbh}) et le deuxième groupe (teck_P_{dbh}). Ces précisions sont très acceptables pour valider une étude de l'occupation du sol lorsqu'on classe des données de télédétection (Andersen, 1998 ; Pontius, 2000 ; Fassnacht *et al.*, 2006). L'utilisation combinée des indices de végétation et des bandes spectrales suite au regroupement des teckeraies a contribué à l'atteinte de ces résultats (Lillesand *et al.*, 2008; Cord *et al.*, 2010). Les divers résultats obtenus ont permis de démontrer l'importance de la bande spectrale dans le MIR dans la discrimination des teckeraies et de conclure que la combinaison de bandes V-R-PIR-MIR-NDVI est la meilleure qui puisse améliorer la discrimination des teckeraies et par conséquent rehausser la qualité de leur classification. Ce résultat constitue un point fort dans l'avancée certaine et primordiale vers

la détermination précise de la signature spectrale des teckeraies. En effet, la figure 4.5 confirme clairement que la séparabilité intraspécifique s'est établie au niveau des bandes spectrales dans le PIR et le MIR. L'importance de ces régions de longueur d'onde (V, R, PIR et MIR) est en effet reconnue dans la discrimination des espèces de forêt et des teckeraies (Rahman *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2006 ; Christian et Krisnayya, 2007). Cependant, les teckeraies présentes dans le milieu d'étude ne pourraient pas être estimées avec exactitude en termes de superficie. Ce qui s'explique par les valeurs obtenues pour l'évaluation de la séparabilité spectrale entre les différentes classes d'occupation du sol et les groupes de teckeraies. En effet, les analyses de comparaison des médianes (tableau 4.2) et les matrices de confusion (tableau 4.3) montrent que les teckeraies sont confondues avec les autres plantations (palmiers, acacias, espèces fruitières), les formations naturelles (savanes arborée, arbustive et herbeuse) et les champs dans une moindre mesure. Ces confusions seraient dues aux variabilités de la réponse spectrale des teckeraies étudiées (Price, 1994 ; Taweasuk et Thammapala, 2005 ; Zhang *et al.*, 2006) et au fait que les images soient prises en saison sèche et donc à la période où le teck perd en partie ses feuilles. La limitation de la précision de la classification obtenue serait aussi liée aux contraintes du milieu. En effet, on note une certaine hétérogénéité des pratiques sylvicoles d'une part (densités de peuplement très variées, période de sarclage non concordante, coupe anarchique du bois de teck) et d'autre part, un paysage agricole en mosaïque avec des formations naturelles extrêmement fragmentées qui constituent un frein à la discrimination des teckeraies par image satellitaire (Cingolani *et al.*, 2004 ; Cord *et al.* 2010). Un autre point fortement positif de cette étude est la cartographie des teckeraies sur le plan de la localisation. La classification obtenue montre une localisation précise des plantations de teck (forte présence des teckeraies à l'Est de la zone d'étude). En effet, toute bonne gestion des ressources nécessite une connaissance fiable de leur distribution spatio-temporelle (Rahman *et al.*, 2004).

Sur le plan méthodologique, les principaux paramètres relevés dans les teckeraies (diamètre, recouvrement du sous-bois, densité, pente) afin d'étudier la variabilité de leur réflectance s'avèrent pertinents. En effet, le diamètre (dbh) et la densité sont systématiquement relevés lors des études portant sur la réflectance des forêts (Nilson et Peterson, 1994 ; Sivanpillai *et*

al., 2006; Eriksson *et al.*, 2006; Christian et Krishnayya, 2007). L'effet de la topographie sur la réflectance de certaines bandes spectrales est confirmé par Cohen et Spies (1992), Christian et Krishnayya, (2007) et par Chabi *et al.*, (2010). Cependant, les paramètres mesurés ou estimés ne constituent pas une liste exhaustive. D'autres paramètres structuraux, tels que l'indice de surface foliaire (LAI) et la fermeture de la canopée constituent également des paramètres liés à la variation de réflectance des forêts (Sivanpillai *et al.*, 2006; Eriksson *et al.*, 2006).

Parmi les indices de végétation utilisés pour rehausser les différences de réflectance entre les classes d'occupation du sol, VI et NDVI sont les plus exploitées et constituent de bons indicateurs pour la gestion du milieu forestier (NDVI) ; ils permettent d'atténuer l'effet de la végétation du sous-bois (Lu *et al.*, 2004 ; Freitas *et al.*, 2005; Sivanpillai *et al.*, 2006 ; Chabi *et al.*, 2010). Le NDVI est un bon indicateur de la structure de la canopée forestière quand la végétation est dans un stade successif peu avancé, ce qui correspond aux teckeraies étudiées. Le NDVI peut donc être considéré comme un indice approprié à l'étude des teckeraies dans notre zone d'étude. Globalement, la méthode appliquée lors de cette étude est valable et se retrouve largement dans la littérature (Michelson *et al.*, 2000 ; Rahman *et al.*, 2004). Pour les études futures, l'acquisition d'une image hyperspectrale serait judicieuse car, couvrant des régions de longueur d'onde étroites pouvant permettre de détecter des variations locales dans les caractéristiques d'absorption qui sont masquées avec des bandes plus larges provenant de capteurs multispectraux (Schmidt et Skidmore, 2003). Ce type d'image permettrait donc d'améliorer la discrimination des teckeraies et par conséquent la précision de leur classification. En effet, l'augmentation du nombre de bandes spectrales utilisées dans l'étape de classification supervisée a permis d'augmenter la précision de la classification. De plus, la région du MIR, la plus favorable à la différenciation des teckeraies s'étend de 1,3 μm à 1,9 μm pour ce type d'image hyperspectrale. Or, la bande spectrale dans le MIR fournie avec l'image SPOT HRG2 ne couvre que les longueurs d'ondes s'étendant de 1.58 μm à 1.75 μm .

4.5. Conclusion et perspectives

Cette étude constitue une étape très importante dans la caractérisation de la signature spectrale du teck dans le Sud-Bénin. Les paramètres tels que le diamètre du teck, la densité du peuplement, le recouvrement du sous-bois expliquent une grande partie de la variabilité de la réponse spectrale des teckeraies. Les variations topographiques du milieu entraînent des variations significatives de la réflectance des teckeraies. Les deux groupes de teckeraies obtenus sur base de ces paramètres montrent une diminution de la réflectance avec la croissance en diamètre du teck. Comme démontré au cours des analyses de séparabilité, les teckeraies ne présentent pas une réponse spectrale totalement différenciée des autres espèces ligneuses présentes dans le milieu d'étude (acacia, palmier à huile, espèces fruitières et espèces de savane). La combinaison de bandes V-R-PIR-MIR-NDVI est la meilleure combinaison de bandes qui puisse améliorer la discrimination des teckeraies. La cartographie des plantations privées de teck obtenue n'est pas totalement satisfaisante pour l'estimation exacte de leur superficie, dès lors que la superposition de la réponse spectrale des teckeraies et des autres types de végétation de la zone d'étude persiste. Un inventaire rigoureusement précis des plantations de teck en termes de superficie n'est donc pas possible avec l'exploitation d'une image SPOT malgré la très bonne classification d'image obtenue ($\kappa = 85\%$). Cependant, l'information cruciale et préalable à tout projet d'aménagement des teckeraies ou du paysage est la localisation des zones de développement intense du teck. La présente étude apporte donc la solution quant à la répartition spatiale de zones d'abondance en teck vu que la cartographie des teckeraies établie, montre bien la correspondance entre les zones d'abondance du teck sur l'image et sur le terrain.

Pour des études futures, la méthode de classification hybride proposée par Cord *et al.* (2010) pourrait être appliquée afin d'améliorer le processus d'affinement des données pouvant conduire à une meilleure estimation de la superficie des teckeraies. Ces classifications nécessiteraient des images de résolutions spatiale et spectrale plus fines qui fourniraient plusieurs bandes spectrales, notamment dans le MIR et dans les régions frontières R-PIR et PIR-MIR qui ne sont pas disponibles avec l'image SPOT. Des investigations pourront également être menées dans d'autres zones d'étude présentant une

maille d'hétérogénéité plus élevée; les zones d'étude présentant de très petites mailles (comme la présente zone d'étude) induisent une difficulté supplémentaire à la classification des teckeraies.

CHAPITRE 5: INFLUENCE DE LA LISIERE SUR LA PRODUCTIVITE DU TECK (*TECTONA GRANDIS* L.f.) : ETUDE DE CAS DES TECKERAIES PRIVEES DU SUD-BENIN.

Toyi S.S.M., Bastin J-F., André M., De cannière C., Sinsin B. & Bogaert J. Influence de la lisière sur la productivité du teck (*Tectona grandis* L.f.) : étude de cas des teckeraies privées du sud-Bénin. *Tropicultura* (sous presse).

Résumé

La présente étude vise à améliorer la production du bois de teck (*Tectona grandis* L.f.) à l'échelle des plantations privées du Sud-Bénin à travers l'application d'un concept central de l'écologie du paysage : l'effet de lisière. Le teck étant une espèce héliophile, l'hypothèse d'une plus forte production de bois en lisière a été testée. Ainsi, 62 teckeraies privées ont été parcourues et 10667 arbres ont été mesurés. L'échantillonnage stratifié en 3 zones distinctes pour chaque plantation : le centre, la lisière et les sommets (coins des plantations), a permis de mettre en évidence l'effet de lisière sur la production de bois. Dans chaque zone, un plateau a été installé et le diamètre à 130 cm du sol (dbh) a été mesuré pour tous les arbres. La surface foliaire entre la lisière et le centre des plantations a également été mesurée. Enfin, l'influence de la configuration spatiale des plantations et de l'orientation de chaque côté des plantations sur la production de bois a été testée.

Les résultats montrent que l'effet de lisière sur la production du bois de teck touche 4 lignes de plantations, la première présentant une production de l'ordre de 150% par rapport au centre, les lignes 2 à 4 de l'ordre de 102%. On note également une influence significative de la lisière sur la surface foliaire. Aucune influence de l'orientation des côtés de la plantation n'a été observée. La forme des plantations présente une influence significative sur la production de bois. Ces résultats ont permis de proposer un modèle de plantation inclus dans un système agroforestier qui optimise la production de bois par unité de surface et présentant une succession de 2 lignes de plantation entrecoupées de champs.

Mots-clés: production du bois en lisière, Ecologie du paysage, modèle de plantation, Sud-Bénin.

Abstract

Edge effect on productivity of teak (*Tectona grandis* L.f.): a case study of private teak plantations in southern Benin.

The present study aims to improve the production of teak wood (*Tectona grandis* L.f.) on private plantations in southern Benin through the application of a central concept in landscape ecology: the edge effect. As teak is heliophilous specie, the hypothesis of a higher wood production in edges was tested on the basis of the basal area G. 62 private teak plantations were investigated and 10,667 trees were measured. The stratified sampling scheme in 3 distinct parts for each plantation (the centre, the edge and the summits) permitted to highlight the edge effect on wood production. For each part, a plot was installed and the diameter at breast height (dbh) was measured for all trees. The leaf area between the edge and the centre of plantations was measured. Finally, the influence of the spatial configuration of plantations and the direction of each side of these plantations on the production of wood was tested.

Results show that the edge effect on the production of teak wood affects 4 planting line, the first presenting a production on the order of 150% relative to the centre, the lines 2 to 4 on the order of 102%. We notice meaningful influence of the edge on the leaf area. No influence of the direction of the sides of the plantation was observed. The shape of the plantations presents a meaningful influence on the wood production. These results permitted to propose a planting model included in an agroforestry system that optimizes the production of wood per area and having a succession of 2 planting line interrupted by fields.

Keywords: *Tectona grandis* L.f, landscape ecology, edge effect, private teak plantation, Benin.

5.1. Introduction

La lisière marque la limite entre des habitats distincts dont elle diffère elle-même par son équilibre et sa dynamique (Farina, 1998 ; Cadenasso *et al.*, 2003). Première concernée par les changements d'occupation du sol, elle constitue un enjeu pour la gestion, la productivité et la conservation de la biodiversité (Snoeck et Baar, 2001; Gosselin, 2008). La lumière, le vent, la température et l'humidité relative influencent la végétation de lisière, ce qui crée un microclimat pouvant s'étendre de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres dans la forêt (Chen *et al.*, 1992 ; Davies-Colley *et al.*, 2000 ; Gehlhausen *et al.*, 2000; Laurance, 2002). En lisière, la faible compétition intraspécifique, favorise une augmentation du rayonnement solaire intercepté par la couronne de l'arbre. L'effet de lisière est donc la résultante de ces processus qui s'opèrent au niveau de la lisière. Il se traduit par un gradient continu de la limite forêt-savane vers l'habitat interne (ou cœur) de la forêt (Harper *et al.*, 2005).

Dans le cadre d'une optimisation de la production de bois, l'effet de lisière a rarement été étudié. Au Bénin, les formations naturelles sont soumises quotidiennement à une pression anthropique grandissante. La politique de reboisement menée par l'Etat béninois à travers les plantations domaniales a suscité l'intérêt des collectivités locales d'investir dans les plantations de teck (*Tectona grandis* L.f.), une espèce strictement héliophile. Or, en sylviculture classique (exploitation industrielle du bois), les arbres de lisière présentant des nœuds, sont systématiquement déclassés (Herbert *et al.*, 2003). Ce qui fait que l'application de l'effet de lisière visant l'augmentation de la production de bois est peu étudiée. Toutefois, ces concepts de sylviculture classique ne sont pas transposables aux plantations privées du Sud-Bénin dont la majorité des propriétaires visent une rotation à court terme (3-5 ans), et dont l'objectif de production est le bois de deuxième qualité (bois de service, bois de chauffage), la production de bois de grosse dimension ne constituant pas la seule source de revenu possible (SIEC et BCG, 1997; Aoudji, 2011). Les utilisations secondaires de petits bois ne doivent plus être mises de côté, ces dernières s'inscrivant dans un cycle de production plus court qui convient mieux aux populations locales. La présence de nœuds sur le tronc des arbres en lisière n'étant pas un grave problème pour ce type de production de bois de deuxième qualité, une valorisation de l'effet de lisière pour l'amélioration de la production de ce

bois peut alors être envisagée. Une autre utilisation non moins négligeable du teck est l'exploitation des feuilles dans la commercialisation des vivres et à toutes fins utiles. Cependant, aucune attention n'est prêtée à sa valorisation dans les études réalisées sur le bois de teck. Dans ce contexte, l'analyse de la surface foliaire du teck peut s'avérer très utile pour la population locale.

La présente étude vise donc à évaluer l'influence de la lisière sur la productivité du teck. Tout au long de la présente étude, le terme de lisière est utilisé pour désigner la zone à l'interface entre les teckeraies (plantations forestières) et les milieux agricoles. Les hypothèses selon lesquelles (i) les arbres de lisières présentent une surface terrière plus importante que les arbres de centre, (ii) un gradient de production peut être identifié à travers les différentes lignes de plantation, (iii) l'orientation des côtés des plantations influence la production de bois ; (iv) la forme d'une plantation influence le ratio lisière-intérieur, et joue donc sur la proportion d'arbres se retrouvant en situation de lisière seront vérifiées.

5.2. Matériel et méthode

La zone d'étude se situe au nord-est du Département de l'Atlantique au Bénin (Commune de Zè), entre les parallèles 6°32' - 6°87'N et les méridiens 2°13' - 2°26'E (figure 5.1). Les formations géologiques sont constituées essentiellement de dépôts sablo-argileux altérés en faciès de sols ferrallitiques (Volkoff et Willaine, 1967; Adjanohoun *et al.*, 1989). Cette région est caractérisée par deux saisons des pluies (mars à juillet et septembre à octobre) et deux saisons sèches (décembre à mars et août). La moyenne des précipitations annuelles est de 1350 mm. L'occupation du sol y est caractérisée par une mosaïque de forêts, de savanes, de plantations et de champs, typique des milieux dégradés. Ce paysage, caractéristique des milieux dégradés, est la conséquence d'une forte pression démographique que connaît le Sud du pays (Akouègninou *et al.*, 2006). Au Bénin, outre le teck, on retrouve des plantations d'acacia et de palmiers ; mais le teck constitue l'espèce principale de production ligneuse, vu sa bonne vitesse de croissance, les multiples qualités et usages de son bois, sa contribution à la restauration de la fertilité des sols, la satisfaction des besoins domestiques en bois de construction (Aoudji, 2011).

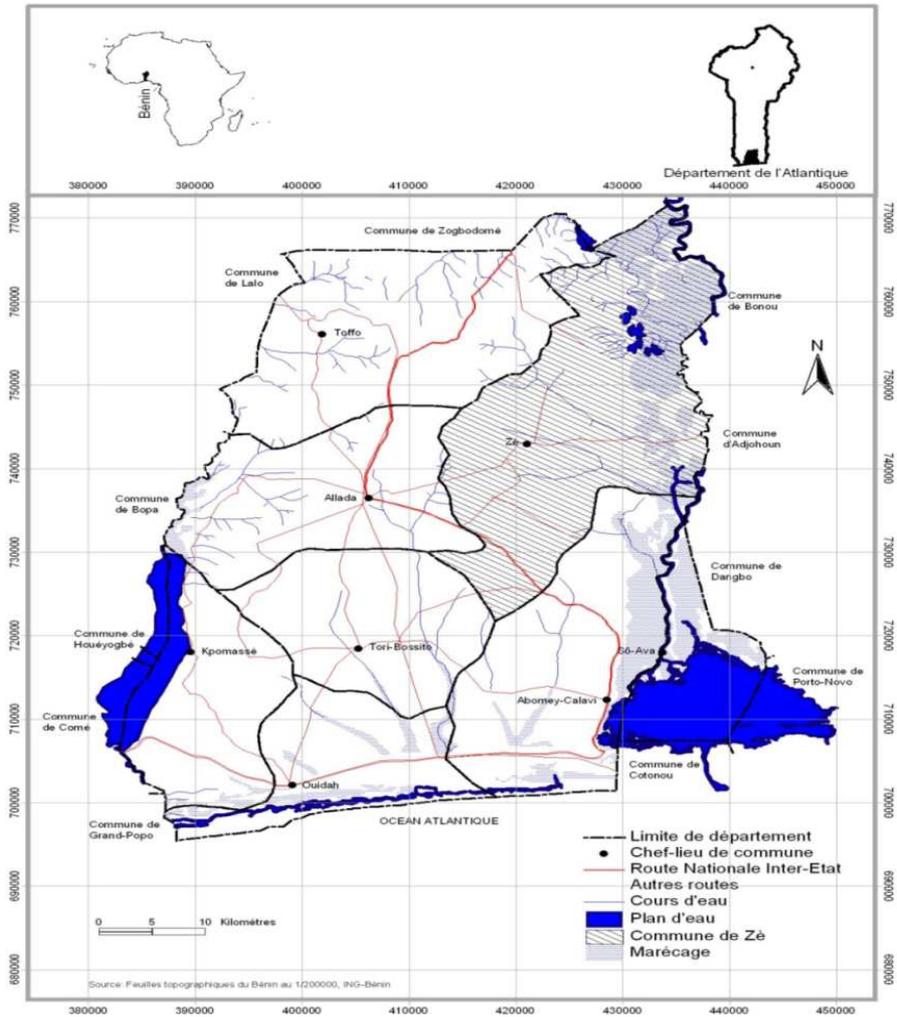


Figure 5.1. Localisation de la Commune de Zè dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin)

Pour la cohérence des analyses et des résultats, des critères d'éligibilité ont été établis sur base d'une étude préliminaire de terrain afin d'obtenir un échantillon représentatif de l'ensemble des teckeraies privées de la zone d'étude. De cette manière, il a été déterminé qu'une teckeraie à échantillonner pour cette étude doit avoir les caractéristiques correspondant à

un diamètre moyen estimé, à 130 cm du sol (dbh), compris entre 5 et 10 cm, une hauteur estimée entre 6 et 12 m, un espacement entre les arbres de 1 à 2,5 m et une surface de plantation de 0,2 à 2 hectares. Les limites de diamètre choisies se justifient par le fait que la plupart des plantations villageoises connaissent une coupe rase après trois à cinq ans d'exploitation et que la courbe de croissance du teck présente pour cet intervalle un diamètre moyen compris entre 6 cm et 10 cm (Reid et Stephen, 2001). D'autres facteurs non quantitatifs tels que l'uniformité à l'intérieur des plantations et leur entretien ont également été pris en compte dans les critères d'éligibilité. Ce qui permet d'éliminer les teckeraies sujettes aux coupes anarchiques de bois et dont l'effet de lisière est dans ce cas impossible à mesurer. Au total, 62 teckeraies privées répondant à ces différents critères ont été échantillonnées. Les facteurs stationnels n'ont pas été pris en compte dans cette étude. En effet, la lumière est le principal facteur considéré dans l'analyse de la productivité du teck (espèce héliophile) en supposant que son influence est effective quelque soit le facteur stationnel considéré.

La production de bois dans la plantation en relation avec la forme de la plantation a été estimée sur base de la surface terrière G au moyen du diamètre (dbh), en émettant l'hypothèse que les arbres sont de section ronde (Fonton *et al.*, 2001 ; Nissen et Midmore, 2002). Cette méthode se base sur l'hypothèse d'une relation entre le diamètre et la hauteur de l'arbre en vue d'une estimation de la production totale. Dans le cadre de cette étude, la mesure de la hauteur n'a pas été envisagée. Aussi, les plantations sont-elles trop denses et faiblement bien entretenues pour pouvoir mesurer une hauteur d'arbre précise autre que celle des arbres de périphérie. Le dbh a été mesuré pour chaque plantation dans trois zones différentes : le centre, la lisière (les 5 premières lignes de chaque côté de la plantation) et le sommet (figure 5.2). En lisière, pour chaque orientation de la plantation, au moins un placeau de 100 m² a été échantillonné. Des placeaux de 100 m² ont également été installés au centre de la plantation. Le sommet des plantations a été considéré comme une zone distincte de mesure car il est supposé être deux fois plus exposé à la lumière que la lisière. Seuls les placeaux de 10 m² ont été installés aux sommets des plantations car au-delà de cette superficie, les arbres à mesurer se trouveraient en situation typique de lisière.

La distribution des dbh ne suivant pas une loi normale, des tests de comparaison non-paramétrique ont été réalisés pour tester l'hypothèse de l'effet de lisière sur la production de bois: tests de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis basés sur des échantillons aléatoires et appliqués sur les médianes des diamètres (Kruskal et Tanur, 1978 ; Gibbons et Chakraborti, 2003 ; Wittemyer *et al.* 2008). Par ailleurs, pour étudier le gradient de production au sein de la zone de lisière, le test non-paramétrique de Friedman de k échantillons appariés a été réalisé (Gibbons et Chakraborti, 2003 ; Glèlè Kakai *et al.*, 2006).

Pour mettre en pratique les résultats issus de l'étude du gradient de production au sein de la lisière, des modèles de plantation qui maximisent la production de bois sont proposés. Ces modèles élaborés avec les données réelles obtenues, vont s'inscrire dans un système agroforestier de manière à assurer à la fois la production de bois et de cultures vivrières.

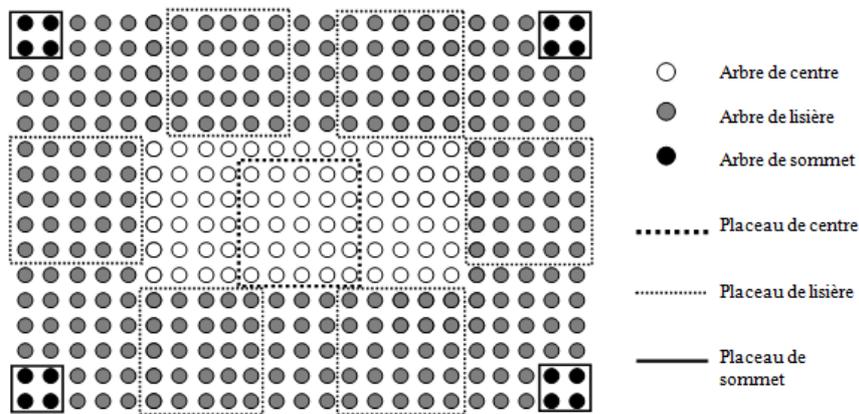


Figure 5. 2. Plan (ou dispositif) d'échantillonnage type pour les plantations privées de teck au Sud du Bénin (Commune de Zè). Afin de mettre en évidence l'effet de lisière sur le dbh et donc la production de bois, chaque plantation est divisée en 3 zones distinctes : les sommets (noir), la lisière (gris) et l'intérieur (blanc). Les placeaux d'échantillonnage sont représentés sous forme de carrés en pointillés. Les placeaux installés de chaque côté de la plantation permettent de tester l'impact de l'orientation de la lisière sur la production de bois.

L'exploitation des feuilles de teck pour les besoins alimentaires étant une activité non négligeable liée à la productivité des teckeraies dans la zone d'étude, une analyse synoptique de la surface foliaire a été effectuée en vue de mesurer l'effet de lisière sur cet organe important de la plante. Ainsi, deux paires de feuilles (une en lisière et une au centre de chaque plantation) ont été récoltées sur deux arbres par plantation. Chaque paire sectionnée est constituée de la première et de la troisième feuille, de la première branche de chaque arbre. Les arbres ainsi choisis présentent tous un dbh de 5 cm, ceci afin d'éviter les biais éventuels liés aux variations d'âge. La surface foliaire a été mesurée au laboratoire d'Anvers à l'aide du LI-3000A « Portable Area Meter » qui est un scanner permettant de mesurer au centième de cm² près, la superficie de toute surface plane, dans les limites des dimensions de l'appareil. Le test T de Wilcoxon (Gibbons et Chakraborti, 2003) de deux échantillons appariés a été utilisé pour comparer les feuilles de lisière aux feuilles de l'intérieur.

En fonction de la longitude et de la latitude, certains côtés des forêts (donc des plantations) subissent de plus fortes influences de la lumière du soleil. L'influence de cette irradiation sera donc différente en fonction de l'orientation de la forêt et de la localisation de celle-ci (Forman, 1995). L'orientation est par définition la manière dont quelque chose est disposée par rapport aux points cardinaux. Dans cette étude, elle est exprimée en termes d'angle (α) en degrés mesuré au moyen d'une boussole. L'observateur se met en lisière, parallèlement aux lignes de plantation et effectue une lecture de l'angle α (dont le point d'origine se situe en lisière) par rapport à la direction du nord. L'orientation étant une donnée circulaire et le dbh une donnée linéaire, une corrélation linéaire-circulaire a été réalisée entre ces deux paramètres sur base d'un test de corrélation (équation 5.1) inspiré par le coefficient de corrélation de Pearson et décrite initialement par Mardia (1976).

$$r^2 = \frac{r^2_{xc} + r^2_{xs} - 2r_{xc}r_{xs}}{1 - r^2_{cs}} \quad (5.1)$$

Avec r le coefficient de corrélation de Pearson, x le dbh, c le cosinus et s le sinus de l'angle d'orientation de chaque côté des plantations. Il est à noter que cet angle a été divisé sur le terrain en 16 orientations distinctes. En effet,

l'orientation d'un côté n'étant pas parfaitement linéaire, prendre une orientation au degré près n'est pas pertinent dans le cadre de cette étude. Une division en 16 orientations est suffisante pour observer un effet sur la production de bois en lisière.

La forme des plantations a été étudiée afin de mettre en évidence l'impact du ratio lisière-intérieur sur la production globale de bois au sein de la plantation. Dans cette optique, pour chaque plantation parcourue, un indice de forme I_f représentant le rapport entre le carré de son périmètre et la superficie totale a été calculé (équation 5.2). La superficie et le périmètre des plantations sont obtenus sur base des coordonnées géographiques des sommets de chaque plantation intégrées dans le logiciel Arcview 3.2 (www.esri.com).

$$I_f = \frac{P_i^2}{A_i} \quad (5.2)$$

Avec A_i l'aire de la plantation i et P_i son périmètre. Plus la plantation présente une forme allongée ou irrégulière, plus la valeur de I_f est élevée ; cette valeur décroît à mesure que les formes deviennent circulaires (Bogaert *et al.*, 2000). La relation entre la forme des plantations et la surface terrière a été obtenue sur base d'une régression linéaire entre le logarithme de la surface terrière G et l'indice de forme I_f .

5.3. Résultats

Le test de Kruskal-Wallis a permis de mettre en évidence une différence significative du diamètre moyen entre la zone de lisière et l'intérieur d'une plantation ($H = 94,22$; $p < 0,001$), (figure 5.3). Le test de Friedman ($Q = 1089,3$; $p < 0,001$) montre une différence significative du diamètre moyen entre chacune des 4 premières lignes de plantation, la ligne 5 présente une différence non-significative avec le centre (tableau 5.1). Une différence très importante est notée entre la ligne 1 (9,3 cm) et la ligne 2 (6,3 cm) (figure 5.4). Le diamètre moyen de la 5^{ème} ligne n'étant pas significativement différent de celui de la zone de centre, l'effet de lisière touche donc 4 lignes de plantation. Le test T de Wilcoxon montre un diamètre plus important pour les sommets de plantations (9,7 cm) que pour la ligne 1 en lisière ($T = 0$; $p < 0,01$).



Figure 5. 3. Différence de grosseur des arbres entre la lisière et le centre de plantation dans les 62 plantations privées de la zone d'étude (Commune de Zè, Département de l'Atlantique, Sud-Bénin), (Toyi, 2009).

Tableau 5.1. Résultat de l'analyse multivariée comparant le diamètre moyen à 130 cm du sol (dbh) des arbres entre chacune des lignes en lisière des 62 plantations privées de teck (Commune de Zè, Sud-Bénin). Les chiffres présentés reprennent le résultat du test non-paramétrique de Friedman. La valeur critique de référence est de 176,6. Toute valeur inférieure démontre une différence non-significative. Les 4 premières lignes sont significativement différentes les unes des autres.

	ligne 1	ligne 2	ligne 3	ligne 4	ligne 5
ligne 1	-	-	-	-	-
ligne 2	1966,5	-	-	-	-
ligne 3	2218,5	252,0	-	-	-
ligne 4	2405,5	439,0	187,0	-	-
ligne 5	2544,5	578,0	326,0	189,0	-

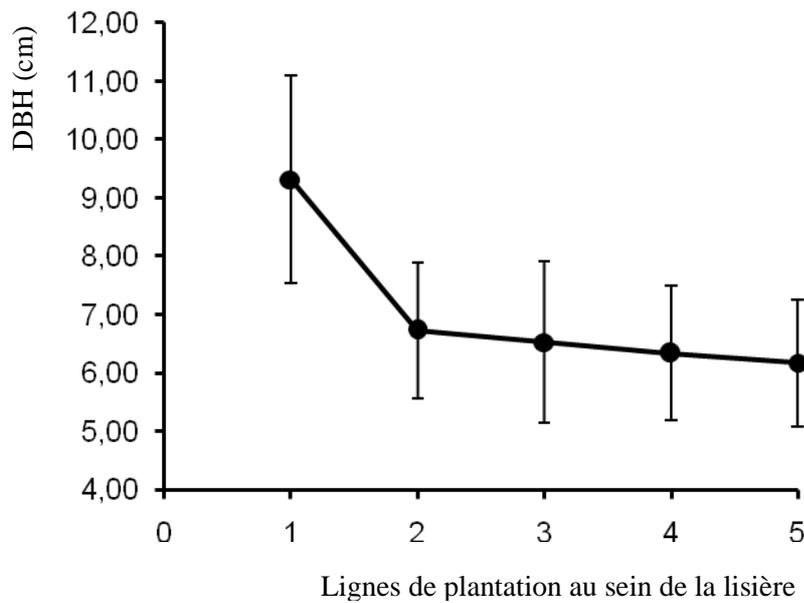


Figure 5. 4. Evolution du dbh (diamètre à 130 cm du sol) en fonction de la ligne d'arbre considérée au sein de la plantation. Les barres verticales représentent l'écart-type. La ligne 1 représente la première ligne de plantation à la limite entre plantation et zone agricole. La 5^{ème} ligne de plantation est la plus proche de l'intérieur. Le dbh le plus important se retrouve en première ligne et sa valeur moyenne décroît fortement dès la 2^{ème} ligne de plantation pour atteindre sa valeur minimale au niveau de la 5^{ème} ligne (plantations privées de teck, Commune de Zè, Sud-Bénin).

Afin d'illustrer les résultats obtenus de l'étude du gradient de production au sein de la lisière dans le but d'une maximisation de la production du bois, trois propositions de modèle de plantation présentant tous une superficie totale (champs + teck) de 1 ha sont présentés à la figure 5.5. On y retrouve (a) un « Modèle 1+1 » maximisant la production liée à la première ligne de plantation en réalisant des bandes de 2 lignes d'arbres sur 2 m de large entrecoupées les unes des autres de bandes de 4 m de culture, (b) un « Modèle 4+4 » utilisant l'ensemble du gradient de lisière sur des bandes de 8 lignes d'arbres entrecoupées par des bandes de cultures de 4m de large et

enfin (c) un modèle comportant une plantation totalement recouverte par le teck. Les données utilisées pour le calcul de la surface terrière du teck sont celles réellement obtenues dans le cadre de cette étude. Pour chacun de ces modèles, les résultats obtenus sont les suivants: (a) 12,23 m²/ha de teck et 0,64 ha de cultures, (b) 8,22 m²/ha de teck et 0,2 ha de cultures et (c) 6,8 m²/ha de teck et pas d'espace exclusivement alloué à l'agriculture. Il est à noter que dans le cas (c), il est possible d'installer quelques cultures annuelles (le maïs notamment) uniquement pendant la première année d'installation de la teckeraie ou après une coupe rase.

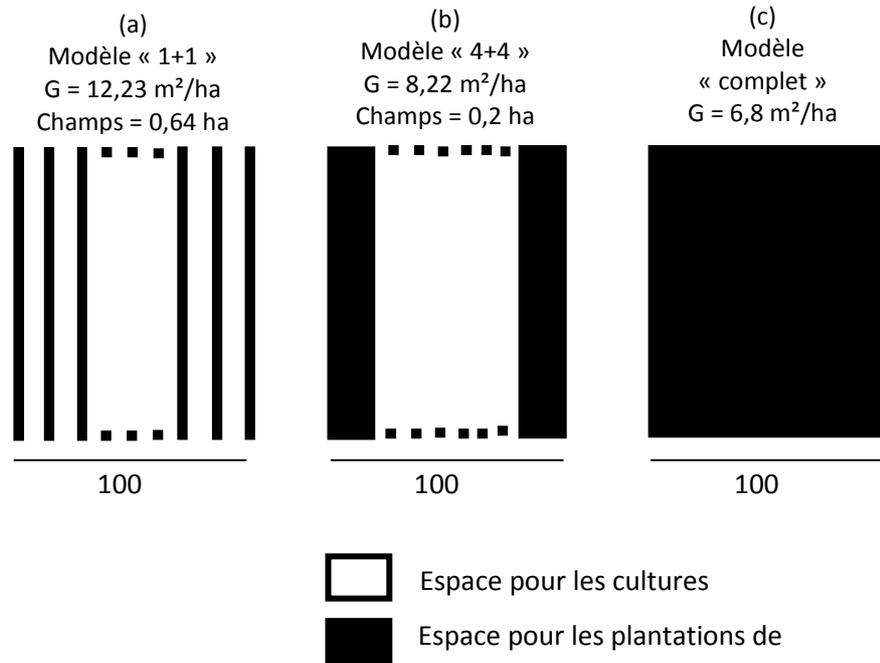


Figure 5. 5. Propositions de plans de systèmes agroforestiers appliqués aux plantations privées de teck du Sud-Bénin. Ces différents modèles ont été développés sur base des résultats obtenus dans cette étude et visent à mettre en évidence l'intérêt de la maximisation de la lisière pour la production de bois. On retrouve en (a) un système de succession de 2 lignes d'arbres et 4 m de champs, en (b) de 8 lignes d'arbres et 4 m de champs et en (c) une plantation entièrement recouverte par le teck. La surface terrière et la surface allouée à l'agriculture sont les plus importantes pour le model (a).

En ce qui concerne la comparaison de la surface foliaire, le test T de Wilcoxon montre que les feuilles de lisière présentent une surface foliaire significativement plus grande (805 cm²) que celles de l'intérieur (369 cm²) des plantations (T = 0 ; p<0,001). On peut en déduire une deuxième confirmation de l'influence de l'effet de lisière sur les plantations de teck.

Le coefficient de corrélation obtenu sur base des données et de l'utilisation des statistiques linéaires-circulaires de Mardia vaut $r^2 = 0,11$. Le test de corrélation linéaire-circulaire entre l'orientation de la placette et le diamètre des arbres de lisière n'est pas significatif (p>0,05). L'orientation n'est donc pas un paramètre majeur influençant la production de bois de teck.

La régression linéaire entre la surface terrière G et l'indice de forme I_f montre une corrélation positive significative ($R = 0,59$; $R^2 = 0,35$; p<0,001) (figure 5.6). Plus le périmètre d'une plantation est important par rapport à sa surface, plus celle-ci présente une surface terrière relativement élevée, donc une production de bois plus importante. Le coefficient R^2 obtenu montre que 35% de la variance de la surface terrière est expliquée par l'indice de forme de la plantation.

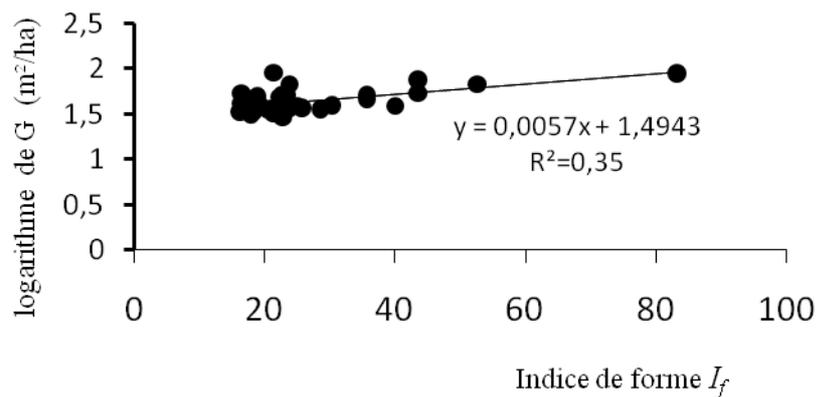


Figure 5. 6. Régression linéaire de la surface terrière G (m²/ha) en teck, des 62 plantations privées de teck étudiées dans la Commune de Zè au Sud-Bénin en fonction de sa configuration spatiale exprimée par l'indice de forme I_f (Périmètre²/Aire). Cette régression présente un coefficient de droite positif, exprimant l'augmentation de la surface terrière moyenne d'une plantation de teck avec l'augmentation de son périmètre par rapport à son aire. Cette

corrélation positive significative ($p < 0,05$) montre que la variabilité de la surface terrière est expliquée à près de 35% par l'indice de forme I_f .

5.4. Discussion

Les résultats des différents tests de comparaison réalisés dans cette étude permettent de confirmer que les arbres de lisière présentent un diamètre supérieur aux arbres de l'intérieur des plantations, de confirmer un gradient de production de bois de teck sur les 4 premières lignes de plantation et enfin, de prouver que la proportion de lisière de ces plantations influence de manière significative la production de bois. L'hypothèse de l'influence de l'effet de lisière sur la production de bois est donc confirmée.

Sur base de la densité de plantation, la largeur de ce gradient de production de bois est estimée entre 4 m et 7 m. Cette largeur, ou DEI (Distance of Edge Influence), est définie comme étant la distance d'influence de lisière pour le diamètre des arbres (Chen *et al.*, 1992 ; Euskirchen *et al.*, 2001 ; Cancino, 2005). La cohérence de ce résultat est confirmée par celui de Delgado *et al.* (2007) qui a obtenu une DEI de 6 m pour l'influence de la lumière en lisière sur deux espèces ligneuses. Cependant, dans le cas de cette étude, la différence de diamètre entre la ligne 1 et la ligne 2 est beaucoup plus importante que pour les lignes suivantes. Un modèle de plantation qui maximise la production de bois se ferait alors préférentiellement dans un système agroforestier présentant 2 lignes de plantation entrecoupées de champs. En effet, des 3 modèles proposés, celui constitué par des successions de deux lignes de teck entrecoupées de champs, présente la meilleure productivité (surface terrière élevée) avec une surface appréciable allouée aux cultures. On peut en conclure que le premier modèle théorique est conseillé dans le cadre de cette étude car c'est le modèle de plantation qui maximise la production de bois et assure à la fois la production vivrière. Cependant, les modèles avancés ne peuvent se réaliser sans conséquence sur la faune et la flore liées à une perte de l'habitat interne dans ces plantations (Murcia, 1995 ; Davies-Colley *et al.*, 2000 ; McDonald et Urban, 2006). Une augmentation de la lumière incidente due à la restructuration des plantations, améliorera donc la croissance des arbres de teck, mais aura également une influence sur les espèces herbacées. La présente étude visant principalement

à améliorer la production de bois, les investigations sur le risque de perte de biodiversité n'ont pas été approfondies.

Les résultats obtenus pour la surface foliaire permettent de confirmer qu'il existe une différence morphologique entre les feuilles des arbres de lisière et ceux du centre des plantations, et donc de confirmer une fois encore l'effet de lisière (Fraver, 1994). En général, l'analyse de la surface foliaire se réalise en relation avec des paramètres tels que l'assimilation de dioxyde de carbone, l'activité enzymatique (Norby *et al.*, 2002 ; Marron et Ceulemans, 2006). Mais dans le cas de cette étude, seule la vérification d'une différence morphologique significative entre la lisière et le centre des plantations présente un intérêt.

Enfin, aucun résultat significatif n'a été obtenu pour l'orientation des côtés des plantations. Celle-ci ne devrait donc pas être retenue dans l'élaboration de nouveaux plans de gestion de teckeraies privées. Ce résultat, contraire à de nombreuses études similaires, pourrait être dû à la proximité de la zone d'étude avec l'équateur, où l'orientation importe moins que dans les régions tempérées, ou à la proximité éventuelle d'autres plantations (Honnay *et al.*, 2002 ; Esseën *et al.*, 2006 ; Piessens *et al.*, 2006 ; Alignier, 2010).

5.5. Conclusion

Les résultats issus de cette étude ont permis de démontrer d'une part que les arbres présents au sein de la lisière des plantations possèdent un diamètre et une surface foliaire plus importants que ceux de l'intérieur. D'autre part, l'influence de la forme des plantations sur la proportion de lisière par rapport à la zone de centre des plantations et sur la production totale de bois par plantation a été démontrée. Sur la base de ces résultats, des modèles ont été proposés afin d'assurer à la fois la production du bois et la culture des produits vivriers. Le modèle de plantation qui maximise le plus la production est celui constitué de successions de 2 lignes d'arbres entrecoupées par des plages de cultures. Ce modèle est précis et simple à mettre en place par les populations locales dans un système agroforestier. L'expérimentation de ce modèle et la quantification des impacts sur l'amélioration de la productivité feront l'objet d'investigations futures. Cette étude a donc permis de démontrer le potentiel d'utilisation et d'application de l'analyse spatiale aux recherches appliquées en écologie du paysage.

CHAPTER 6: LANDSCAPE FRAGMENTATION: CAUSES, ECOLOGICAL IMPACTS AND IMPLICATIONS FOR LANDSCAPE MANAGEMENT: CREATION OF A TEAK (*TECTONA GRANDIS* L. F.) CORRIDOR NETWORK IN THE ATLANTIC DEPARTMENT (BENIN) TO REMEDIATE FOREST ISOLATION

Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo Waya Mongo L., Bamba I., Mama A., Toyi S.S.M., & Laforteza, R., 2011. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In Li, C, Laforteza, R, & Chen, J (Eds.), *Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe* (pp. 273-296). Beijing, Heidelberg, China, Germany: HEP-Springer. (Modifié).

Abstract

In order to enable the development of appropriate landscape management plans, we study how planned corridors, assuming a spatial regrouping of existing teak plantations, could contribute to the conservation and management of remaining natural forest patches in the Atlantic Department in Benin. A land cover map of the study area was updated and teak area assessed. Five corridor network scenarios were elaborated, based on private teak plantations and forest patches. The results showed that the connectivity improves with the increase in teak corridors. These corridor networks could permit to reduce population isolation, edge effects and anthropogenic pressures on both animal and plant species.

Key words: landscape management, corridors, teak plantations, anthropogenic pressures, Benin.

6.1. Introduction

Habitat fragmentation has become a worldwide environmental issue (Forman, 1995b). Fragmentation is considered as a main indicator of landscape degradation, next to an increased rate of movement of surface soil particles, a change of the phenology of the vegetation (perennial towards annual), and a change in the hydrologic regime (Groves, 1998). Anthropogenic fragmentation is a recent phenomenon in evolutionary time and the final, long-term impacts of habitat fragmentation may not yet have shown themselves (Ewers *et al.*, 2006). Traditional shifting agriculture and demographic pressure are often cited as the main cause of forest fragmentation, although various drivers and local factors can overrule the dominant impact of these traditional practices, depending on the historical and geographical context (Geist and Lambin, 2002; Lambin and Geist, 2003; Lambin *et al.*, 2003). Landscape fragmentation has severe impacts on both faunal and floral diversity (forest loss, forest species diversity decline), (Noss and Cooperrider, 1994; Henle *et al.*, 2004). To compensate the negative effects of fragmentation on diversity and ecosystem function, landscape corridors could be created which compensate for lower diversity due to edge effects or small patches (Farina, 2000).

Vast areas of forest are destroyed every year in Benin as a consequence of agricultural development or wood extraction (FAO, 2005). This deforestation has not spared the natural forests of the municipality of Zè, situated in the oriental part of the Atlantic Department where it has led to considerable patch isolation. Nevertheless, a fraction of the lost forest area is compensated to a lesser extent by forest plantations, especially teak (*Tectona grandis* L. f.), (Ganglo *et al.* 1999). In the municipality of Zè, more than 618 patches of teak covering a cumulative area of about 1000 ha have been registered (Toyi, 2007). These plantations are primarily considered as wood production units although an important ecological function could also be attributed to these landscape elements if their spatial pattern should be taken into account (Goetz *et al.*, 2004): a spatial aggregation of the areas of the teak plantations could establish planned continuous (*sensu* Hilty *et al.*, 2006) corridors between the isolated natural forests. Landscape corridors constitute key elements for the conservation and restoration of biodiversity since they offer supplementary habitats and increase habitat connectivity (Paillat and

Butet, 1994; Hilty *et al.*, 2006). Designing a network of connectivity across a landscape benefits directly humans, as well as biodiversity (Hilty *et al.*, 2006). This consideration of a second, ecological, function of teak plantations, next to purely wood production, corresponds to the notion of the multiple ecosystem services (Costanza *et al.*, 1997); corridors can provide free ecosystem services (Hilty *et al.*, 2006). In this contribution, different scenarios of corridor creation using teak plantations for the municipality of Zè are analysed in order to illustrate the concept and to evidence its potential for landscape planning based upon ecological and economical grounds. This study also help to update the former land cover map of the study area, edited by the National Center of Remote Sensing (CENATEL, Benin) in 2005 which didn't take into account the specific case of private teak plantations.

6.2. Data set and methods

Data collection was concentrated on teak plantations and natural wooded vegetation (forest, savannas). The coordinates of teak plantations were recorded with GPS (GARMIN 60), and natural patches were located. The other land cover classes were also investigated. So, main land cover classes (significant area) and the most stable classes (classes that are subjected to little change during a long period) were checked in order to update the 2005 land cover map edited by the National Center of Remote Sensing. In fact, this former map didn't take into account the specific case of teak plantations. The different coordinates recorded were used to edit the updated map of the study area with Arcview GIS 3.2 software.

Five natural forest patches (forest including savannas) have been chosen in the aforementioned municipality (Figure 6.1) : Djigbé-Agué (6°52'48"N, 2°23'6"E; 18.57 ha), Djigbé-Agoundji (6°52'03"N, 2°23'15"E; 28.11 ha), Ouovinou (6°52'57"N, 2°24'18"E; 48.55 ha), Aglangouin (6°52'48"N, 2°24'54"E; 129.68 ha) and Sèdjè (6°47'42"N, 2°24'00"E; 329.57 ha). These forests are isolated and situated in a zone not appropriate for shifting agriculture; anthropogenic pressure on these forests is consequently negligible, which emphasizes their importance for diversity conservation. The characteristics of the network scenarios don't follow any pre-existing theoretical rules. However, the choice of the dimensions is based on field experiment and other studies (Clergeau and Désiré, 1999; Hilty *et al.*, 2006).

Thus, the maximum distance between the teak plantations and the forest patches to determine the plantations to be included in the study was set to 5 km. This distance can ensure nearness between forests and plantations. The dislocation of plantations with area superior or equal to 20 ha (large patches of private teak plantation, rarely observed in the study area) was avoided. One hundred and fifteen patches of teak were considered in this analysis, with total area equal to 305 ha, which constitutes the upper limit of the total corridor area to be established. A corridor width of 100 m has been chosen to provide a favorable habitat to the species using the corridor.

Five scenarios are considered to define the corridor networks: (A) a minimum number of links between the forests, with minimal cumulative corridor distance; (B) a closed peripheral corridor loop in which every forest is linked to two other forests; (C) the same scenario as B completed with one extra link (the shortest); (D) a corridor network in which every forest is connected to every other forest and in which crossing points are not considered as network nodes; (E) a corridor network in which every forest is connected to every other forest and in which crossing points are considered as network nodes.

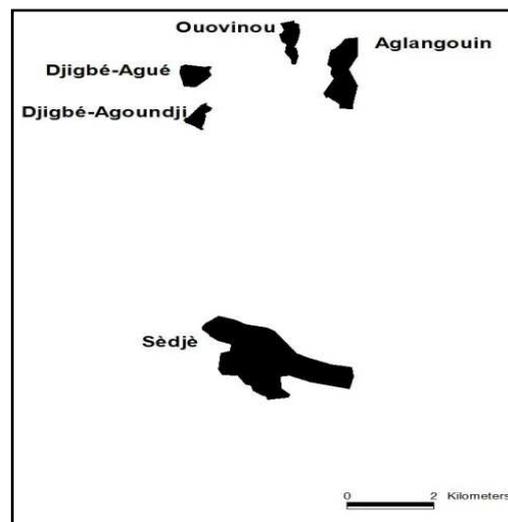


Figure 6.1. Forests selected in the municipality of Zè to evidence the potential of existing teak plantations for corridor creation.

To quantify the proposed corridor network architecture, the gamma and alpha index are used (Forman and Godron, 1986). The gamma index (γ), measuring connectivity, is the ratio of the number of links in a network (L) to the maximum possible number of links in that network which is determined by the number of network nodes (V) present, i.e.,

$$\gamma = \frac{L}{3(V-2)} \quad (6.1)$$

The gamma index varies from zero (none of the nodes is linked) to 1 (every node is linked to every other possible node).

A second network index, the alpha index (α), is a measure of circuitry, the degree to which “circuits” that connects nodes in a network are present. The alpha index is the ratio of the actual number of circuits in the network to the maximum number of possible circuits, and is calculated by:

$$\alpha = \frac{L-V+1}{2V-5} \quad (6.2)$$

and α ranges from zero, for a circuit-less network, to 1.0 for a network with the maximum possible number of loops present. Together, connectivity and circuitry, as measured by γ and α , indicate the degree of network complexity (Forman and Godron, 1986).

6.3. Results and discussion

6.3.1. Land cover map

Based on the updated maps analysis (figure 6.2), the landscape composition showed nine land cover classes. The resulting classes were: forests, degraded savannas, state-owned teak plantation, private teak plantations, other plantations, fields and fallows, settlements, swampy meadows and water surfaces. Fields and fallows constitute the major class, about 280, 31 km², i.e. 52.4 % of the total landscape area. Although these agricultural lands don't reach 60 % of the total landscape area, they can be considered as the matrix of the studied landscape.

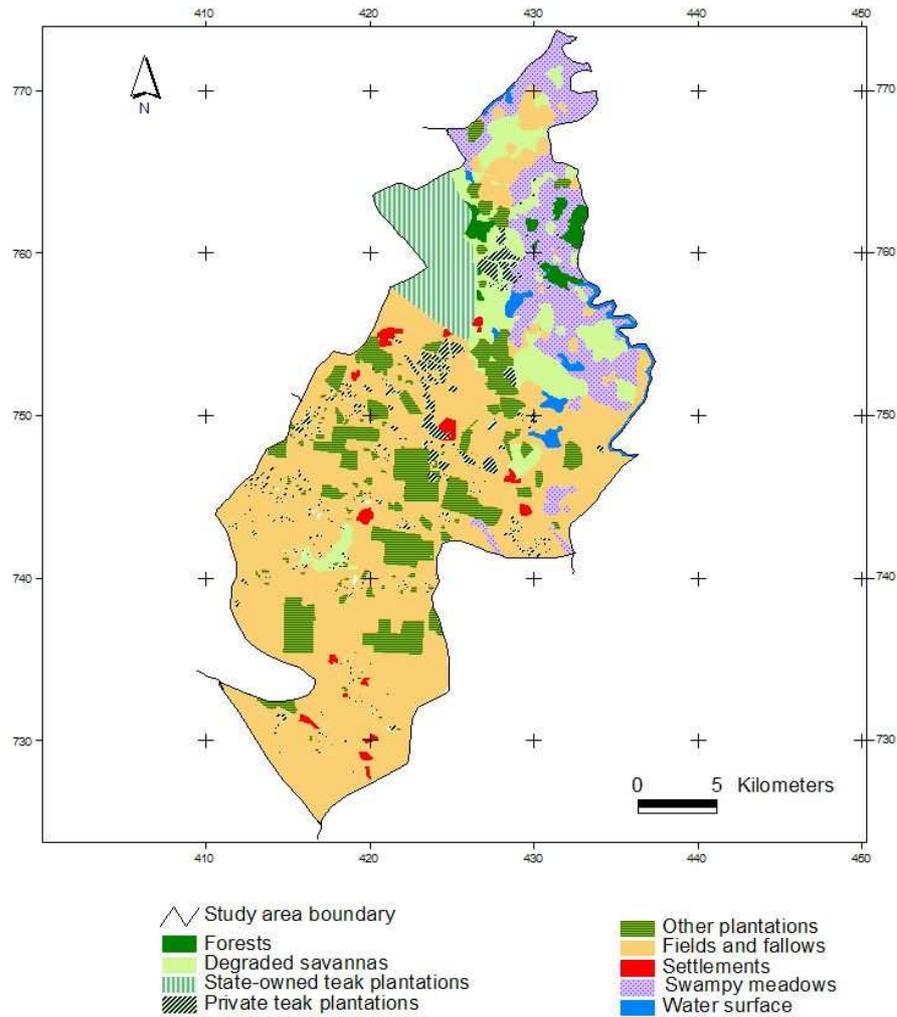


Figure 6. 2. Land-cover maps of the study area (Municipality of Zè, Atlantic Department, Benin).

6.3.2. Corridor network scenarios

Figure 6.3 shows the five diagrams of the corridor networks proposed. The proposed networks (from A to E) are characterized by five patches of forest and an increasing number of corridors. In E, the crossing points of the corridors are considered as secondary nodes since, in practice, at these points

animals can change of corridor. The secondary nodes are certainly not equivalent to the main nodes of the network, i.e. the forests in the municipality of Zè, representing a larger area and biodiversity. Table 6.1 shows the results of the network complexity analysis for the five scenarios proposed.

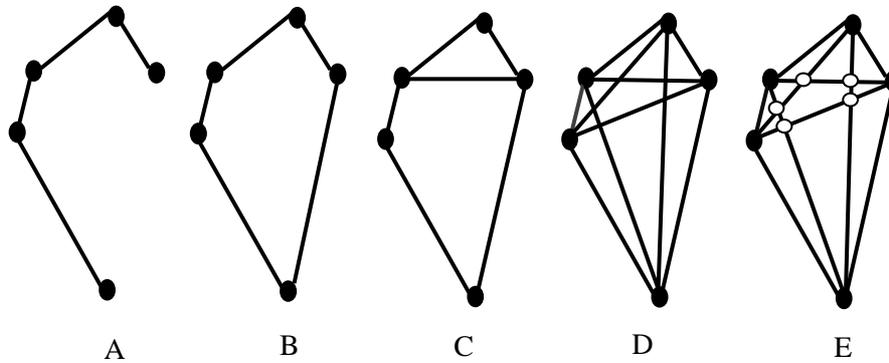


Figure 6.3. Diagrammatic representation of the five corridor network scenarios considered for the municipality of Zè. Black filled circles represent the five forests to be connected by the network. Small open circles are secondary nodes situated at the crossing of corridors.

Table 6.1. Network complexity statistics of the five corridor network scenarios. A corridor width of 100 m is assumed. D is the total network length. A is the ratio of the network area to the cumulative area of teak plantations (305 ha). Network complexity is determined by the number of links (L) and the number of nodes (V). γ quantifies network connectivity; α quantifies network circuitry.

	Network scenario				
	A	B	C	D	E
D (km)	13.05	21.60	24.48	39.18	39.18
A	0.43	0.71	0.80	1.28	1.28
L	4	5	6	10	18
V	5	5	5	5	10
γ	0.44	0.56	0.67	1.00	0.75
α	0.00	0.20	0.40	1.00	0.60

Three of the proposed networks (A, B and C) do not utilise all the resources available for corridor creation; scenario A is the most simple to realize, due to its short distance. Nevertheless, this network is not characterized by good connectivity and circuitry values, which undermine its effectiveness in conservation and to enhance interactions between individuals of the isolated forests. Scenarios B and C are characterized by higher values for γ and α , which indicates that they should lead to better results with regard to conservation. Scenario C could be preferred over B because its connectivity is higher and more circuits are available for the species using the corridor network. Its relatively short length is expected to provide increased connectivity than longer corridors (Hilty *et al.*, 2006), a characteristic not quantified by γ and α . Scenario D is to prefer based upon γ and α , but cannot be realized in situ, since the resources needed exceed the total teak area available for spatial rearrangement with 28%. When the crossing points of the corridors are considered as secondary nodes, the connectivity and circuitry indices indicate lower values, due to a potential number of links that could theoretically still be created between these secondary nodes. It should be noted that corridor width, in this study set to 100 m, remains subject to debate (Hilty *et al.*, 2006) and should be considered with regard to the species considered. Nevertheless, the chosen value lies inside the range described in other studies (Hilty *et al.*, 2006).

Relating the composition and structure of landscapes to the ecosystems they provide is a challenge for landscape ecologists (Crow, 2008). Connectivity is one of the landscape characteristics that can compensate for diversity loss due to edge effects, and that can make that a landscape contains a higher species number than predicted by island biogeography theory (Farina, 2000). For the municipality of Zè, five corridor networks have been analyzed to link five existing forests. Three of the scenarios can be realised, of which one should be preferred based upon its architecture and length. This exercise underlines the potential of landscape planning in biodiversity management at the landscape scale. As an application of the “pattern/process paradigm”, landscape configuration could be used to have a beneficial effect on landscape biodiversity. By rearranging the existing plantations, a network can be created that mitigates the negative effects of forest fragmentation such as population isolation and edge effects. In this way, wood production could contribute to a better functioning of the ecosystems by linking them; in

this way, economical and ecological objectives are integrated. Nevertheless, this type of theoretical consideration should be validated by long-term experiments; the empirical understanding of corridor effects on community structure and diversity is still in its infancy (Haddad & Tewksbury, 2006).

6.4. Conclusion

This study considered the possibility to remediate fragmented landscapes by a spatial planning of teak plantations in the Atlantic Department in Benin. Five corridor network scenarios in which anthropogenic, scattered landscape elements (teak plantations) are spatially rearranged to create corridors between existing valuable ecosystems, were elaborated in the municipality of Zè (southern Benin). The results showed that the connectivity improves with the increase in teak corridors. This connectivity of the wooded vegetation will permit to reduce population isolation, edge effects and anthropogenic pressures on both animal and plant species. Although this study has an appreciable scientific value, the landscape ecology community is invited to investigate more appropriate and efficient landscape management plans to complement the existing studies by other ones, avoiding dispersion of valuable natural resources in the future and mitigating the impact of less favorable spatial patterns on diversity.

CHAPITRE 7 : DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSIONS

7.1. Discussion générale

Toutes les discussions autour des questions méthodologiques et des résultats obtenus ont été directement abordées dans les chapitres composant la thèse. Dans le présent chapitre, les points les plus importants ont été abordés de nouveau, en passant en revue les conclusions relatives aux hypothèses de recherche.

7.1.1. Approches méthodologiques

La télédétection, les systèmes d'information géographique (SIG), la modélisation, les techniques d'échantillonnage et les méthodes statistiques sont entre autres les méthodes scientifiques utilisées en écologie du paysage et appliquées pour l'aboutissement des objectifs de cette thèse.

7.1.1.1. Détection des changements, modélisation et transformations spatiales du paysage

La détection des changements d'occupation du sol a été réalisée sur base de trois images satellitaires (Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 et Landsat ETM+ 2005). La classification hybride utilisée au cours des analyses, apparait très cohérente pour la réalisation des cartes d'occupation du sol d'une zone caractérisée par une complexité périurbaine et périphérique (rural) que constitue le Département de l'Atlantique. L'algorithme du maximum de vraisemblance (ML) utilisé pour la classification est simple, efficace et de loin, le plus répandu (Conese et Maselli, 1992 ; Martin *et al.*, 1998 ; Lillesand *et al.*, 2008). La détection des changements au niveau du paysage s'est faite par la superposition des cartes deux à deux et la détermination des superficies, des périmètres et des nombres de taches qui composent les classes thématiques. La technique de détection de changement présente l'avantage de minimiser l'effet des facteurs extérieurs à la signature spectrale, mais elle a comme inconvénient de dépendre fortement de la qualité de la classification effectuée. Cependant, la fiabilité globale obtenue dans cette étude ($\hat{K} = 79,6\%$) permet de valider la classification effectuée et

de fixer une qualité de référence pour des études conduites sur des espaces similaires (Pontius, 2000).

Les matrices de transition élaborées entre 1972 et 1986, 1986 et 2005 ; et 1972 et 2005 présentent beaucoup d'avantages pour l'analyse diachronique en ce sens qu'il permet d'identifier chaque type de changement, de le quantifier, d'interpréter le processus qui le sous-tend et de renseigner sur les forces directrices de la dynamique paysagère (Barima *et al.*, 2010). La modélisation effectuée sur la base des matrices de transition a permis d'appréhender les changements futurs au niveau des classes d'occupation du sol. Le fait de disposer d'une troisième date entre 1972 et 2005, a permis de mieux apprécier les transitions car, les changements révélés peuvent ne pas être aussi linéaires (Baker, 1989). La chaîne de Markov du premier ordre utilisée pour la simulation de l'évolution des tendances de 2006 à 2025 donne une idée de la tendance de la dynamique du paysage pour les horizons futur. Elle présente l'avantage d'être un modèle peu complexe et dont les défauts sont bien connus (Cohen *et al.*, 1995 ; Urban et Wallin, 2002 ; Osaragi et Yoshitsugu, 2006). Par ailleurs, il importe à l'avenir qu'un intervalle de confiance soit associé aux probabilités obtenus en vue d'apprécier leur validité car, la stochasticité des événements offre une gamme de résultats et non un seul (Stewart, 1994 ; Urban *et al.*, 1999).

Les processus de transformation spatiale constituent un autre moyen permettant d'évaluer la dynamique des paysages (Forman et Gordon, 1986 ; Bogaert *et al.*, 2008). Dans cette thèse, la dynamique a été décrite en adoptant le modèle du « decision tree algorithm » proposé par (Bogaert *et al.*, 2004), associé au calcul d'indices d'anthropisation du paysage. La détermination des processus de transformation fournit des informations sur les causes de la transformation du paysage en ce sens que les dynamiques des conversions spécifiques du paysage peuvent être liées à des initiateurs bien identifiés. Ce modèle simple et rapide d'exécution, loin d'être un simple diagramme de décision, est un véritable outil d'aide à la décision. En effet, l'étude des processus de transformation nécessite aussi bien une quantification de la structure du paysage qu'une identification de processus spatial concerné (O'Neill *et al.*, 1988). Ce modèle a l'avantage de prendre en considération des processus de transformations associés en même temps à la diminution et à l'augmentation de l'aire de la classe étudiée ; ce qui, d'après

Bogaert et Mahamane (2005), le distingue clairement des autres modèles de Forman (1997), Collinge et Forman (1998) et Jaeger (2000) qui ne considèrent que les processus associés à la diminution des aires des taches (perforation, dissection, fragmentation, rétrécissement et suppression). Un défaut de cet arbre de décision est la subjectivité de la valeur de t (seuil prédéfini de diminution d'aire) qui permet de distinguer les processus de dissection et de fragmentation. La perte de surface étant plus grande avec la fragmentation qu'avec la dissection, la différence entre ces deux processus est donc subtile. Ainsi, le taux t peut prendre des valeurs selon les appréciations de l'observateur, ce qui introduit une possibilité de subjectivité dans le modèle. Dans le cadre de cette étude, un seuil de $t = 0,5$ a été fixé, compte tenu de la complexité des occupations du sol de la zone d'étude. En dépit de cette limite, ce modèle demeure fiable pour les scientifiques environnementaux en matière de détermination des processus de transformation dominants du paysage.

7.1.1.2. Identification de la signature spectrale du teck

Les principaux paramètres relevés dans les teckeraies (diamètre, densité, recouvrement du sous-bois, pente) sont systématiquement relevés lors des études portant sur la réflectance des forêts ou peuvent affecter la réflectance de la végétation (Cohen et Spies, 1992 ; Danson et Curan, 1993; Nilson et Peterson, 1994; Sivanpillai *et al.*, 2006; Eriksson *et al.*, 2006; Christian et Krishnayya, 2007). Cependant, ces divers paramètres étudiés ne sont pas exhaustifs car, le but visé était surtout de démontrer que certains paramètres facilement mesurables entraînent une variabilité de la réflectance des teckeraies.

La caractérisation de la réflectance des teckeraies est basée sur l'existence d'une relation linéaire entre les paramètres structuraux et la réflectance (Cohen et Spies 1992 ; Andersen, 1998). Un modèle prédictif efficace des caractéristiques des teckeraies à partir des données de réflectance n'a cependant pas pu être obtenu, le coefficient de corrélation étant faible ($R^2 < 0,33$). L'affinement des données a été effectué afin d'analyser la dispersion spectrale des différentes classes et le besoin éventuel de les séparer en différents groupes (Zhang *et al.*, 2006). Les deux types d'analyses statistiques de séparabilité spectrale utilisés (tests de comparaison des médianes et distance de Jeffries-Matusita) ont permis de déterminer les

régions spectrales où les espèces sont les plus différenciables (Michelson *et al.*, 2000 ; Schmidt et Skidmore, 2003 ; Vaiphasa *et al.*, 2005 ; Dalponte *et al.*, 2009). L'algorithme du Maximum de Vraisemblance (ML) retenu et utilisé dans cette étude se justifie aisément de part ses avantages cités plus haut. Une autre approche proposée par Cord *et al.* (2010) pour classer la végétation spectralement hétérogène est d'effectuer une classification hybride qui intègre l'approche de groupement spectral pour diviser les pixels d'entraînement en sous-classes homogènes qui sont ensuite utilisées comme données d'entrées pour une classification supervisée.

Afin de rehausser les différences de réflectance entre les divers types de végétation, des indices spectraux ont été utilisés dans le cadre de cette étude (Sivanpillai *et al.*, 2006 ; Chabi *et al.*, 2010). Il s'agit de deux indices de végétation (VI et NDVI) et deux rapports spectraux (MSI et II). Cependant, d'autres combinaisons sont possibles avec les 4 bandes spectrales (Mc Donald *et al.*, 1998 ; Bannari *et al.*, 2000). Parmi les indices utilisés, l'indice NDVI en combinaison avec les 4 bandes de l'image SPOT 5 semble le plus approprié pour classer les teckeraies. Il est le plus populaire (Lu *et al.*, 2004 ; Freitas *et al.*, 2005) et constitue un bon indicateur de la structure de la canopée forestière quand la végétation est dans un stade successif peu avancé, ce qui correspond aux teckeraies étudiées (Freitas *et al.*, 2005 ; Eriksson *et al.*, 2006). En ce qui concerne l'approche méthodologique globale utilisée pour la classification des teckeraies, elle est connue dans la littérature (Michelson *et al.*, 2000 ; Christian et Krishnayya 2007 ; Chabi *et al.*, 2010).

7.1.1.3. Effet de lisière dans une perspective de productivité du bois

Les intérêts associés aux lisières sont multiples, à la fois économiques, environnementaux et paysagers (Alignier, 2010). Cependant très peu d'études ont abordé l'effet de lisière dans une optique d'optimisation de la production de bois (Otto, 1998). Ce qui s'explique par le grand nombre de nœuds qui seraient présents le long du tronc, provoquant un déclassement systématique des arbres (Herbert *et al.*, 2003). Il s'agit dans ce cas, d'une sylviculture dont les objectifs sont la production maximale de bois de qualité (bois d'œuvre) comme c'est le cas dans les plantations domaniales du Sud-Bénin (Ganglo *et al.*, 1999). Concernant les plantations privées caractérisées

par une rotation sur le court terme (de l'ordre de 5 ans) et dont les objectifs de production sont les perches et produits dérivés, la présence et la taille des nœuds importent moins. Dans le cadre de cette étude, les critères d'éligibilité réalisés au sein des teckeraies ne suivent pas une loi théorique prédéfinie. Leur définition se justifie par le fait que certaines teckeraies connaissent des coupes anarchiques et ne présentent pas une lisière nette, ou sont conduites de façon différente de l'ensemble des teckeraies privées. La méthode d'échantillonnage appliquée dans cette étude est couramment utilisée dans plusieurs études (Reid et Stephen, 2001 ; Bermejo *et al.*, 2004 ; Purwanto et Oohata, 2002).

En ce qui concerne l'étude de la surface foliaire, l'échantillonnage souvent réalisé pour la récolte des feuilles dans d'autres études, est plus large que celui réalisé dans le présent travail. Ainsi dans la littérature, plusieurs feuilles sont mesurées sur les arbres échantillonnés (Fraver, 1994 ; Al Alfas *et al.*, 2005 ; Marron et Ceulemans, 2006 ; Urban *et al.*, 2009). Le protocole expérimental devra donc être amélioré pour les études futures, vu que la taille de l'échantillon est limitée. Cependant, la précision de la mesure de la surface foliaire, au centième de cm², permet d'écarter toute source de biais.

7.1.1.4. Aménagement du paysage: création de corridors de teck

Dans un contexte de dégradation et de fragmentation alarmante des paysages sous l'action anthropique, des zones de connexion biologique doivent être développées par la prise en compte de certaines liaisons écologiques (Clergeau et Lefeuvre, 1992) entre les taches de forêts et de teckeraies. Ainsi, cinq corridors susceptibles d'être utilisés par toutes sortes d'espèces, ont été proposés à partir d'une carte d'occupation du sol afin de limiter l'isolement des composantes naturelles du paysage (Burel, 1991 ; Clergeau et Désiré, 1999). La largeur du corridor (100 m) choisie peut sembler arbitraire. En effet, il existe peu d'informations quantitatives qui expriment les dimensions idéales d'un corridor viable pour les organismes. Les seules données disponibles sont très éparées et extrêmement variables d'une région à l'autre et selon les espèces ou groupes d'espèces ciblés (Paillat et Butet, 1994 ; Hilty *et al.*, 2006). A l'avenir, les investigations devront considérer une série d'autres caractéristiques biophysiques à tester lors du choix des critères d'élaboration des corridors.

7.1.2. Discussion des résultats

7.1.2.1. La dynamique paysagère au Sud du Bénin

L'étude de la dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin) de 1972 à 2005 montre clairement que la tendance actuelle de la dynamique de conversion dominante est la perte du couvert végétal naturel boisé ; tendance observée dans d'autres régions d'Afrique en général (Barima *et al.*, 2009 ; Brink et Eva, 2009 ; Bamba *et al.*, 2010) et du Bénin en particulier (Mama, 2002 ; Oloukoi *et al.*, 2006 ; Orékan, 2007). Les causes de la dégradation peuvent être naturelles (feu, orages, ravageurs, maladies, changement climatique par exemple) ou anthropiques (cultures itinérantes sur brûlis, exploitation forestière non durable, exploitation excessive de bois, surpâturage), (Oloukoi *et al.*, 2006 ; FAO, 2009 ; Chabi *et al.*, 2010). Cependant les perturbations sont le plus souvent d'origine anthropique (Mather et Needle, 2000, Bongers et Blokland, 2004). En effet, de nombreuses pressions telles que l'exploitation forestière, le contexte socio-économique difficile (faible niveau de vie des populations locales) et l'explosion démographique, commencent à peser sur les zones boisées (Lambin *et al.*, 2001).

Dans le Département de l'Atlantique, les formations naturelles boisées (forêts, savanes boisées, savanes arborées et arbustives) ont perdu 52,9% de leur superficie entre 1972 et 1986 et 69,5% entre 1986 et 2005 au profit des classes agricoles (mosaïque de cultures et jachères, cultures et jachères à palmiers). Ces changements se font à travers une phase de perturbation qui est nécessairement d'origine anthropique. Les perturbations sont aussi accentuées par une urbanisation rapide occasionnant des relations de plus en plus complexes entre villes et forêt (Laporte, 1999). En effet, le Sud de la zone d'étude connaît une urbanisation rapide, à cause de la proximité de Cotonou, plus grande ville et principal centre économique du Bénin. Les pertes enregistrées au niveau des formations naturelles et quantifiées dans cette étude ne l'ont pas été depuis plusieurs années dans la zone d'étude. Les efforts de reboisement en rapport aux superficies des formations naturelles dégradées n'étaient pas non plus quantifiés. Les résultats issus de cette étude ont montré que les plantations ne pourront pas compenser les pertes de végétation naturelle boisée enregistrées. En effet, les résultats de la modélisation des changements futurs effectuée à travers le modèle de

Markov du premier ordre sur base de la dynamique 1972-2005, montrent qu'à l'horizon 2025, les formations boisées perdraient 36,2% de la superficie totale du paysage alors que les plantations n'en gagneraient que 10,9%. Les tendances similaires sont observées quelque soit la période considérée pour la modélisation (1972-1986, 1986-2005 ou 1972-2005). Malgré que la chaîne de Markov du premier ordre ne prenne pas en compte les facteurs socio-environnementaux par rapports aux horizons futurs, les tendances simulées mettent en exergue la gravité de la dégradation dans le paysage étudié.

Les processus de transformation spatiale ont été identifiés et la fragmentation a été quantifiée par des indices spécifiques à l'écologie du paysage. L'indice de fragmentation F_j demeure faible dans tous les cas ; faiblesse malgré laquelle l'indice croit pour les classes de végétation boisée (forêts et savanes) pendant les périodes d'analyse et montre que l'état de la végétation était moins fragmenté en 1972 qu'en 2005. L'indice de dominance de la plus grande tache D_j présente des tendances contraires à celles observées au niveau du taux de fragmentation. Les formations boisées subissent donc un morcellement constant et de plus en plus intensifié au cours du temps, ce qui est confirmé par les processus de fragmentation et de suppression successifs subis par ces formations naturelles pendant les périodes d'analyse. La fragmentation et la perte d'habitats qui résultent de cette transformation du paysage sont une des menaces majeures, pesant actuellement sur la diversité biologique dans le monde entier (Henle *et al.*, 2004 ; Henry *et al.*, 2007). Les plantations connaissent des processus successifs de création qui traduisent clairement les efforts de reboisement en cours dans la zone d'étude. Le sud-Bénin étant en plein développement (urbanisation galopante, renforcement des activités agricoles), le défrichement de la végétation naturelle pour l'agriculture ou la construction de routes et d'autres infrastructures accentueront les phénomènes de fragmentation et de succession au fil du temps.

7.1.2.2. Identification de la signature spectrale des teckeraies

L'étude de la réponse spectrale des teckeraies, a permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle *Tectona grandis* L.f. présente une réponse spectrale variable et qu'une part de cette variabilité est expliquée par les

paramètres structuraux caractérisant les pratiques sylvicoles. Parmi les paramètres étudiés dans les teckeraies, la variation de diamètre constitue la source majeure de la variabilité de la réflectance observée (Christian et Krishnaya, 2007). Étant donné que le diamètre permet d'estimer l'âge des teckeraies (Keogh, 1982 ; Reid & Stephen, 2001), la variation de réflectance liée au diamètre pourrait être abordée en termes de variation d'âge. Il s'agit d'une variation intraspécifique souvent observées chez les espèces forestières (Zhang *et al.*, 2006). Les autres paramètres (recouvrement du sous-bois, densité, pente) influencent également la signature spectrale des teckeraies. Les précisions de classification obtenues avec l'utilisation combinée des indices de végétation et des bandes spectrales suffisent à valider les résultats de cette étude (Pontius, 2000 ; Fassnacht *et al.*, 2006). L'importance de la bande spectrale dans le MIR et de l'indice NDVI pour la discrimination des teckeraies a été démontrée. Et on peut conclure que la combinaison de bandes V-R-PIR-MIR-NDVI est la meilleure qui puisse améliorer la discrimination des teckeraies et par conséquent rehausser la qualité de leur classification. Cependant, la classification obtenue ne permet pas de représenter toutes les teckeraies effectivement présentes dans la Commune de Tori-Bossito. Une cartographie individuelle des teckeraies n'a donc pas été possible. Cette même difficulté est rencontrée par Chabi *et al.*, (2010) dans l'identification des bas-fonds du centre Bénin. La principale source de cette insuffisance de précision est la confusion relevée entre les teckeraies et certaines classes d'occupation du sol (autres plantations, savanes arbustive principalement, et les champs dans une certaine mesure). En effet, il arrive que deux objets distincts possèdent la même signature ou que la proximité de certaines signatures tende à les confondre (Pouchin, 2001 ; Rahman *et al.*, 2004). De plus, la végétation est un milieu vivant sensible aux saisons, aux aléas du climat ou encore aux maladies, ce qui rend très complexe, l'étude du comportement spectral des végétaux (Pouchin, 2001 ; Zhang *et al.*, 2006). La difficulté de classer les teckeraies de la zone d'étude réside aussi dans le fait que les pratiques sylvicoles mises en place dans les teckeraies étudiées sont très irrégulières, ce qui constitue un frein à leur discrimination par image satellitaire. De plus, la zone d'étude elle-même, caractérisée par un paysage agricole en mosaïque et de formations naturelles extrêmement fragmentées à cause des pratiques agricoles, constitue un obstacle non moins important. En effet, chaque petite parcelle de champs a sa propre succession de culture et la conservation dans les

champs de certaines espèces ligneuses est très variable ; il en découle une maille d'hétérogénéité très petite au niveau du paysage (Mitja et Puig, 1993). Le succès des classifications supervisées est en général limité dans de tels milieux complexes et hétérogènes (Cingolani *et al.*, 2004 ; Cord *et al.*, 2010).

7.1.2.4. Fonctions de productivité et rôles écologiques des teckeraies

L'Atlantique est le Département où la sylviculture paysanne du teck (plantations privées) est plus développée. Il contribue pour 69,2 % à la production nationale de bois de service (DGFRN, 2010). La recherche d'une amélioration de la production du teck dans les plantations privées sur le long terme est alors justifiée. Le teck étant une espèce héliophile (Behaghel, 1999), l'effet de lisière est donc susceptible d'être un paramètre important à prendre en compte dans l'optique de l'amélioration de la gestion des plantations privées de teck. Les différences mesurées au niveau du diamètre et de la surface foliaire entre le centre et la lisière des plantations ont démontré la présence d'un effet de lisière. Un gradient significatif de diamètre a été confirmé entre les 4 premières lignes de plantation. Une différence très fortement significative est obtenue pour la comparaison entre la ligne 1 et la ligne 2; une différence très significative pour la comparaison entre la ligne 2 et la ligne 3; et entre la ligne 3 et la ligne 4. L'hypothèse de l'influence de la lisière sur la production de bois est donc confirmée. L'effet de lisière touche donc les quatre premières lignes, soit une distance d'influence estimée entre 4 et 7 m selon les différentes densités de plantation. Cette distance estimée est obtenue dans d'autres études similaires (Euskirchen *et al.*, 2001 ; Delgado *et al.*, 2007). L'effet lié à l'orientation des plantations est négligeable (Piessens *et al.*, 2006) et pourrait principalement être dû au fait que d'autres plantations (teckeraies, acacia ou palmier à huile) soient juxtaposées aux plantations parcourues et entravent l'irradiation solaire totale.

Les trois propositions de modèle de plantation peuvent être considérées comme des méthodes agroforestières. En effet, ces systèmes prennent en compte la culture du teck et des espèces vivrières sur une même parcelle. Dans un contexte où les champs s'éloignent de plus en plus de la forêt, il a été clairement démontré que le mélange d'arbres et de cultures est plus

productif que la séparation spatiale de ces mêmes arbres et cultures (Whitmore et Brumel, 1986 ; Geist et Lambin, 2001). Bien que ces modèles soient théoriques, ils sont basés sur les données réelles exploitées pour l'atteinte des résultats et peuvent donc être facilement expérimentés à travers des programmes de recherche-développement participatif. De plus, ces systèmes pourront aider à la gestion efficiente des terres des petits exploitants, dont la disponibilité est de plus en plus hypothéquée au Sud-Bénin (Wankpo, 2011). En effet, on assiste à l'acquisition massive des terres par les gros exploitants qui procèdent très souvent à leur défrichement systématique ; ce qui pose une fois encore le problème de dégradation du paysage (Wankpo, 2011). Le meilleur modèle suggéré est la réalisation des bandes de 2 lignes d'arbres sur 2 m de large entrecoupées les unes des autres, de bandes de 4 m de cultures afin de maximiser la production liée à la première ligne de plantation et d'assurer à la fois la production vivrière. Cependant, cette proposition a des limites liées au risque de perte d'habitats et donc de perte de biodiversité, principalement les espèces typiques de l'intérieur des plantations. Le défi majeur à relever sera de chercher des méthodes plus intégratrices pouvant lier les fonctions de production des teckeraies à la conservation de la biodiversité.

Pour ce faire, des scénarii de réseaux de corridors ont été proposés et reposent sur l'établissement de réseaux écologiques entre les teckeraies et les reliques forestières encore existantes dans le paysage. Il s'agit ici d'une connectivité spatiale qui tient compte des liens structuraux entre les taches d'habitats (distance entre fragments, densité de connexion, organisation spatiale), (Paillat et Butet, 1994). Cette connectivité spatiale contribuera à l'amélioration de la connectivité biologique qui prend en compte le comportement des espèces, notamment le flux entre les populations. Les réseaux proposés dans le cadre de cette étude ne sont pas limitatifs car les dimensions des corridors peuvent permettre la circulation de la plupart des espèces existantes (Clergeau et Désiré, 1999). De plus, les corridors de teck adoptés dans ces réseaux sont rectilignes ; ce qui permet de diminuer la distance à parcourir pour les organismes vulnérables et de réduire les effets de bordure (Hilty *et al.*, 2006). L'avantage des réseaux proposés réside dans le fait qu'ils comprennent deux types d'habitats pouvant soutenir la plus grande diversité d'espèces (Farina, 2000). Loin d'être une proposition théorique, ces réseaux sont de véritables éléments de conservation et de

restauration de la diversité biologique. Mais la difficulté pourrait résider dans la mise en œuvre des réseaux proposés. En effet, le problème de disponibilité des terres (acquisition massive des terres par les gros exploitants) se pose une fois encore, vu la nécessité de procéder à un réarrangement spatial des teckeraies qui implique la mobilisation de nouveaux espaces (Goetz *et al.*, 2004). Mais, les réseaux proposés ont pris en compte cette éventualité car, la connectivité peut être progressive en commençant par l'installation du réseau le plus simple et en augmentant sa complexité suivant la disponibilité des moyens à mettre en œuvre (Clergeau et Désiré, 1999). Les décideurs au niveau communal et les acteurs sociaux (propriétaires terriens, paysans planteurs) sont interpellés dans la facilitation de l'installation de ces réseaux. En effet, suite à la cartographie détaillée de l'occupation du sol et élaboration des scénarii de réseaux de corridors, des plans d'aménagement des Communes peuvent être élaborés et vulgarisés auprès de tous les acteurs de la filière teck et des autres acteurs du secteur du bois ainsi que les gros exploitants. Des séances de sensibilisation sur les rôles et fonctions des forêts et plantations forestières de même que l'importance de les conserver seront initiées et soutenues par des appuis techniques en vue d'informer de la nécessité de consulter ces plans avant la mise en place de toute plantation ou de tout autre utilisation du sol. En effet, sans l'information, l'éducation et la communication, les divers acteurs ne pourront pas effectivement prendre conscience des ruptures d'équilibre, des dégradations et des pertes d'habitat et de biodiversités qui affectent l'environnement.

7.2. Quelques propositions pour la gestion durable du paysage

A travers cette étude, il apparaît que la couverture végétale naturelle boisée du Département de l'Atlantique est en phase de dégradation poussée sous l'effet combiné de la croissance démographique, des pratiques agricoles inappropriées, du manque de politiques de gestion appropriées, le tout favorisé par le contexte de pauvreté croissante des populations. Une gestion intégrée et durable du paysage constitue donc un enjeu très important. Pour ce faire, les populations locales devront être associées aux projets de développement et de conservation des ressources naturelles. Ces projets doivent insister sur les actions de sensibilisation et considérer les populations comme les acteurs incontournables de la gestion et du suivi desdits projets.

Bien que les agriculteurs reconnaissent le rôle essentiel des arbres dans le système agraire, ils sont plus aptes à répondre à leur besoin alimentaire quotidien que d'accorder la priorité aux plantations forestières (Peque, 2005). Dans le cadre des programmes de MDP (Mécanisme de Développement Propre), l'Administration forestière à travers les agents forestiers qui constituent l'un des maillons essentiels de la mise en œuvre des politiques et des programmes de gestion forestière devra entretenir une collaboration étroite avec les acteurs locaux afin d'améliorer l'efficacité de la mise en œuvre de tous ses programmes. En effet, les plantations forestières, par leur capacité de séquestration du carbone, apporteront une dimension économique incitative aux populations pour le renouvellement des surfaces forestières détruites. De plus, l'intérêt actuel des populations locales pour la culture du teck doit être mis à profit pour leur expliquer la nécessité d'intégrer une dimension écologique aux fonctions de production des teckeraies. Pour ce faire, les acteurs de la filière teck devront être informés et formés pour la mise en place des modèles agroforestiers proposés dans cette étude et qui prennent en compte aussi bien la production du teck que la culture de produits vivriers pouvant subvenir à leur besoin alimentaire. Enfin, une assistance scientifique devra être régulièrement apportée aux collectivités locales dans la conservation et l'aménagement des forêts villageoises afin de les encourager dans leurs actions (Kokou et Sokpon, 2006).

Les possibilités d'intensification agricole en vue de freiner le rythme de dégradation du paysage peuvent être envisagées. Cette intensification se définit par rapport à un changement des contributions relatives des trois facteurs classiques à l'activité agricole que sont la terre, le travail et le capital matériel. En effet, la raréfaction de la terre sous l'effet de la croissance démographique galopante observée au sud-Bénin doit inciter à développer une intensification agricole. En somme, une politique claire de gestion de l'environnement de la part des autorités béninoises doit être mise en place en collaboration avec les ONG et autres institutions non gouvernementales afin d'offrir une véritable alternative aux populations face à la perte des ressources naturelles dont l'importance pour la production de biens et de services est reconnue par les populations elles-mêmes (Bahuchet, 2000; McKey, 2000).

7.3. Conclusion et perspectives

Au cours de cette étude, la dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol étudiée dans le Département de l'Atlantique au Sud du Bénin a permis de montrer que le paysage est soumis à une régression drastique des formations naturelles et à une perte de qualité du paysage imputables aux principaux facteurs que sont la croissance démographique, le développement agricole inapproprié (y compris l'agriculture périurbaine) et l'exploitation du bois. Les dynamiques de conversion ont donc été mises en évidence ainsi que les tendances possibles à l'horizon 2025 en vue de planifier les aménagements pouvant réduire l'ampleur des conséquences. La population de la zone d'étude, bien qu'encore majoritairement rurale connaît de plus en plus une tendance à l'urbanisation intensifiée dans la partie Sud, avec pour conséquence une expansion des limites des villes et un accroissement de la densité d'habitants. Face à cette situation et au faible niveau de vie des populations, la satisfaction impérieuse des besoins vitaux conduit à la pratique agricole non durable (agriculture itinérante), au défrichement et à la surexploitation des ressources naturelles.

L'étude a aussi montré que les plantations installées dans le cadre des projets de reboisement ou à des fins économiques ne pourront pas compenser les pertes enregistrées au niveau des végétations boisées du paysage. De gros efforts de reboisement et/ou d'enrichissement restent à faire en vue de rétablir un tant soit peu l'équilibre écologique du paysage. Les résultats de cette étude pourront être consultés lors de la mise en place des projets de développement ultérieurs, en particulier ceux qui font appel à l'aménagement du territoire et à l'urbanisme.

Le teck (*Tectona grandis* L.f.) étant la principale espèce de reboisement au Sud du Bénin, les possibilités d'un suivi rigoureux de son évolution en termes de superficie et de localisation ont donc été explorées. Les résultats obtenus ont permis de localiser les zones de fortes concentrations de teckeraies. Cependant, une estimation précise des superficies des teckeraies n'a pu être obtenue.

Le teck est une espèce héliophile dont la production peut être améliorée par l'exploitation du potentiel lumineux. L'effet de lisière étudié à cet effet, montre que l'influence de la lumière sur le diamètre du teck touche les quatre premières lignes de plantations toute densité confondue, ce qui est estimé entre 4 et 7 m. La détermination de ce gradient de production a

permis de proposer des modèles capables d'optimiser la productivité du teck ainsi que la satisfaction des besoins alimentaires à travers les cultures vivrières. Dans l'optique de concilier le rôle de production de bois et le rôle écologique que peuvent jouer les teckeraies, des scénarii de réseaux écologiques ont été proposés afin d'atténuer les effets d'isolement des taches de formations naturelles suite à la fragmentation (vulnérabilité). Les réseaux suggérés pourront être constitués d'un ensemble de corridors de teck reliés aux taches forestières reliques. Ces réseaux pourront être mis en place progressivement selon les capacités de gestion des collectivités locales.

L'écologie du paysage, en tant que science pluridisciplinaire offre une série d'approches à travers les indices et une méthodologie alliant la structure et la composition du paysage pour mettre en évidence les causes et les conséquences des processus écologiques. Les diverses analyses effectuées constituent donc un argument important qui permettra aux décideurs d'aborder la conservation des paysages à travers des mesures appropriées et durables qui tiennent compte de l'amélioration du niveau de vie et de revenu des populations en permanente croissance. Ces populations devront être responsabilisées par rapport à la sauvegarde et à l'utilisation efficiente des ressources. Les actions de reboisement par le teck et d'autres espèces locales utiles à la communauté devront aussi être encouragées et renforcées.

En vue d'élaborer un plan de gestion intégrée du paysage, des pistes de recherches plus complètes et profondes sont nécessaires. Plusieurs axes de recherche ont donc été proposés à cet effet et consistent à :

- Prendre en compte les dimensions socio-environnementales dans la prédiction de l'évolution des dynamiques observées.
- Utiliser des images de résolutions spatiale et spectrale plus fines en vue d'établir l'inventaire précis des teckeraies privées de la zone du Sud Bénin sur base d'image satellitaire. En effet, une meilleure résolution spatiale permettrait d'éviter les erreurs de localisation dues à la faible superficie des taches constituant les différentes classes d'occupation du sol et correspondrait mieux à la détection des teckeraies qui sont composées d'arbres jeunes. Une résolution spectrale plus fine fournirait plusieurs bandes spectrales et permettrait une meilleure discrimination des teckeraies, notamment dans le moyen infrarouge et dans la région frontière entre le rouge et le proche infrarouge, qui ne sont pas disponibles avec le capteur HRG2 de SPOT 5.

- Conduire les études sur la signature spectrale dans d'autres Communes du Département (Zè et Toffo notamment) où la maille d'hétérogénéité du paysage serait plus élevée.
- Mettre en œuvre les propositions de systèmes agroforestiers élaborés dans l'optimisation de la production du teck par l'exploitation de l'effet de lisière. En effet, les plantations privées de teck du Sud-Bénin suivent un cycle court de l'ordre de 5 ans. Les modèles de plantation proposés prenant en compte l'ensemble des résultats pourrait donc rapidement être mis en place et ce, sans bouleverser les habitudes des paysans.
- Penser à plus développer le protocole de relevé des feuilles de teck et analyser les possibilités de mise au point de méthodes de récolte qui ne causent pas de préjudice à la capacité des arbres à produire du bois de qualité.
- Expérimenter les réseaux écologiques proposés sur base des teckeraies et évaluer leurs impacts sur l'amélioration des conditions de vie de tous les éléments qui en bénéficient (espèces animales et végétales, la population locale) en procédant à un inventaire et un monitoring des espèces exploitant les corridors et en recueillant les avis des populations locales, en occurrence les acteurs de la filière teck.

Références bibliographiques

- Aaviksoo K., 1995. Simulating vegetation dynamics and land use in a mire landscape using a Markov model. *Landscape Urban Plan*, **31**: 129-142.
- Achard F., Eva H.D., Mayaux P., Stibig H.-J. & Belward A., 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles*, **18**: 1–11.
- Adjanohoun E.J., Adjakidjè V., Ahyi M.R.A., Ake Assi L., Akoègninou A., d'Almeida J., Apovo F., Boukef K., Chadare M., Cusset G., Dramane K., Eyme J., Gassita J.-N., Gbaguidi N., Goudote E., Guinko S., Hounnon P., Issa L.O., Keita A., Kiniffo H.V., Kone-Bamba D., Musampa Nseyya A., Saadou M., Sogodandji Th., de Souza S., Tchabi A., Zinsou Dossa C. & Zohoun Th., 1989. Contribution aux études ethnobotaniques et floristiques en République Populaire du Bénin. *Agence de Coopération Culturelle et Techniques*, Paris, 895 pp.
- Adomou A.C., 2005. Vegetation patterns and environmental gradients in Benin: implications for biogeography and conservation. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, ISBN: 90–8504–308–5, pp. 53–68.
- Ahlonsou L.S. & Houndonougbo M.D., 2005. Plan de développement de la Commune de Tori-Bossito (2005-2009). Ministère de l'Intérieur, de la Sécurité et de la Décentralisation, République du Bénin, 142 p.
- Akoègninou A., Van der Burg WJ. & Van der Maesen LJG., 2006. Flore analytique du Bénin, Backhuys Publisher, Wageningen, Pays-Bas, 1034 p.
- Al Alfaz N., Marron N. & Ceulemans R., 2005. Clonal Variation in Stomatal Characteristics Related to Biomass Production of 12 Poplar (*Populus*) Clones in a Short Rotation Coppice Culture. *Environmental and Experimental Botany*, **58** (1-3): 279-286.
- Alejandro F-S., Miguel M.R. & Omar R.M., 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*, **138**: 131-145.
- Alignier A., 2010. Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de doctorat.

- Institut National Polytechnique de Toulouse, Université de Toulouse.
239 p.
- Andersen G.L., 1998. Classification and Estimation of Forest and Vegetation Variables in Optical High Resolution Satellites: A Review of Methodologies. *International Institute for Applied Systems Analysis*, Austria, IR-98-085, 20 p.
- Aoudji A.K., 2011. Performance de la chaîne de valeur des perches de teck (*Tectona grandis* L.f.) au Sud-Bénin. Thèse de doctorat unique en Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, Bénin. 178 p.
- Aoudji A.K.N., Adégbidi A., Ganglo J.C., Agbo V., Yévidé A.S.I., De Cannière C. & Lebailly P., 2011. Satisfaction across urban consumers of smallholder-produced teak (*Tectona grandis* L.f.) poles in South Benin. *Forest Policy and Economics*, **13** (8): 642-651.
- ASECNA (Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique), 2004. Données météorologiques du Département de l'Atlantique. Cotonou, Bénin.
- Asner G.P., Knapp D.E., Broadbent E.N., Oliveira P.J.C., Keller M. & Silva J.N., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, **310**: 480-482.
- Azontondé H.A., 1991. Propriétés physiques et hydrauliques des sols au Bénin. Soil Water Balance in the Sudano Sahelian Zone, Proceedings of the Niamey Workshop, February 1991. IAHS Publ. no. 199, pp. 249-258.
- B.A.D., 2002. Rapport sur le Développement en Afrique 2002. La Banque Africaine de Développement Abidjan, Côte d'Ivoire.
- Bahuchet S., 2000. Les systèmes de production des peuples forestiers. In : Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 43-63. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles.
- Baker W.L., 1989. A review of models of landscape change. *Landscape Ecology*, **2** (2): 111-133.
- Bamba I., Mama A., Neuba D.F.R., Koffi K.J., Traore D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J. & Bogaert J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas Congo (République Démocratique du Congo). *Sciences & Nature*, **5** : 49-60.

- Bamba I., Yedmel M.S. & Bogaert J., 2010. Effets des Routes et des Villes sur la forêt Dense dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo. *European Journal of Scientific Research*. ISSN 1450-216X, **43** (3): 417-429.
- Banko G., 1998. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data and Methods Including Remote Sensing Data in Forest Inventory. *International Institute for Applied Systems Analysis*, Austria, 42 p.
- Bannari A., Morin D. & Dong-Chen H., 1997. Caractérisation de l'environnement urbain à l'aide des indices de végétation dérivés des données de très hautes résolutions spatiale et spectrale. *Université Francophone. AUPELF-UREF*, **5** : 47-64.
- Bannari A., Teillet P., Leckie D. & Fedosejevs G., 2000. Impact des conditions internes et externes aux couverts forestiers sur les indices spectraux dérivés de simulations spectrales AVHRR. *Téledétection*, **1** : 157-181.
- Barbero M., 1997. Ecologie du paysage : expression synthétique des hétérogénéités spatio-temporelles et fonctionnelles. *Ecologia mediterranea*, **23**: 3-6.
- Barima Y.S.S., Barbier N., Bamba I., Traore D., Lejoly J. & Bogaert J., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et Forêts des tropiques*, **299** (1) : 15-25.
- Barima Y.S.S., Egnankou M.W., N'doumé C.T.A., Kouamé F.N. & Bogaert J., 2010. Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'Est de la Côte d'Ivoire. *Téledétection*, **9** (2): 129-138.
- Barima Y.S.S., Djibu J.P., Alongo S., Ndayishimiye S.J., Bomolo O., Kumba S., Iyongo L., Bamba I., Mama A., Toyi M., Kasongo E., Masharabu T., Visser M. & Bogaert J., 2011. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. In Daniels, J A (Ed.), *Advances in Environmental Research - Volume 7* (pp. 95-120). Nova Science Publishers, in press.
- Behaghel I., 1999. Amélioration génétique et productivité du Teck, (*Tectona grandis* L.f.) en Côte d'Ivoire. Cirad Foret.

- Bekker C., Rance W. & Monteuis O., 2004. Teak in Tanzania: II. The Kilombero Valley Teak Company. *Bois et forêts des tropiques*, **279** (1) : 11-21.
- Bender D.J., Contreras T.A. & Fahrig L., 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, **79**: 517-533.
- Bermejo I., Canellas I. & San Miguel A., 2004. Growth and Yield Models for Teak plantations in Costa Rica. *Forest ecology and management*, **189** (1-3): 97-110.
- Bhat KM., Ma H., 2004. Teak grower's unite. *ITTO Trop For Update* **14**(1): 3-9.
- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7** (1): 1-15.
- Bogaert J., 2000. Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch-corridor-matrix landscape model. PhD dissertation, University of Antwerp, Belgium.
- Bogaert J., 2003. Lack of agreement on fragmentation metrics blurs correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conserv Ecol*, **7** (1) (URL: www.consecol.org/vol7/iss1/resp6).
- Bogaert J., Bamba I., Kabulu J.P., Koffi K. J., De Cannière C., Visser M. & Sibomana S., 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa: causes, consequences and management pp. 67-87, in Laforteza R., Chen J., Sanesi G. & Crow Th.R. (Editors), *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer, Verlag, New York.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo W.M.L., Bamba I., Mama A., Toyi M. & Laforteza, R., 2011a. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. pp. 273-296 in C. Li, R. Laforteza and J. Chen (editors), *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation: Challenges and Solutions for Global Change*. HEP-Springer.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Iyongo W.M.L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F. & Koedam N., 2011b. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. In: *Landscape ecology in Asian cultures* (eds S.-K.

- Hong, J. Wu, J.-E. Kim & N. Nakagoshi). Springer, Verlag, New York. 27 p.
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D., 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, **33** (1): 62-73.
- Bogaert J., Van Hecke P., Salvador-Van Eysenrode D. & Impens I., 2000. Landscape fragmentation assessment using a single measure. *Wildlife Soc. B*, **28**: 875-881.
- Bogaert J., Zhou L., Tucker C.J., Myneni R.B. & Ceulemans R., 2002. Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *J. Geophys. Res.* 107:14. doi:10.1029/2001JD001075.
- Bommarco R. & Fagan W. F., 2002. Influence of crop edges on movement of generalist predators: a diffusion approach. *Agricultural and Forest Entomology*, **4**: 21-30.
- Bongers F.J.M. & Blokland E., 2004. Forêts secondaires: stades de succession écologique et multiples chemins. In FAO/ UICN atelier régional sur la gestion des forêts tropicales secondaires en Afrique francophone : réalité et perspectives, pp.19-33. FAO, Rome. Italie.
- Bonn F. & Rochon G., 1992. Précis de télédétection. Principes et méthodes. Vol. 1. Presses de l'Université du Québec, UREF & AUPELF, 485 p.
- Bouzkraoui M. & Beaulieu J-M., 2000. Détection des arbres individuels dans des images de haute résolution. In *Actes-Vision Interface 2000*, Association Canadienne de Traitement d'Images et Reconnaissance de Formes, pp.311-317.
- Brink A.B. & Eva H.D., 2009. Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: a sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, **29**: 501-512.
- Brown D.G., 2003. Land use and forest cover on private in the upper Midwest USA, 1970 to 1990. *Landscape Ecology*, **18** : 777-790.
- Bugnet P., Cavayas F. & Gagnon L., 2003. Vers la cartographie automatisée des surfaces boisées en milieu urbanisé fondée sur la texture d'images IKONOS panchromatiques : le cas de la Région Métropolitaine de Montréal. *Journal Canadien de Télédétection*, **29** : 755-769.
- Burel F. & Baudry J., 2003. Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. Tec & Doc. Paris, France, 359 p.

- Burel F., 1991. Dynamique d'un paysage, réseaux et flux biologique. Thèse de doctorat. Université de Rennes 1. 235p.
- Burgess R.L. & Sharpe D.M., 1981. Introduction. *In*: Burgess RL, Sharpe DM (eds) *Forest island dynamics in Man-dominated landscapes*, Springer-Verlag, New York.
- Carnus J-M., Parrotta J.A., Brockerhoff E.G., *et al.*, 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, **104**: 65-77.
- Cadenasso M. L., Pickett S.T. A., Weathers K.C. & Jones C. G., 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *Bioscience*, **53**: 750-758.
- Caloz R. & Collet C., 2001. Précis de télédétection, volume 3 : Traitements numériques d'images de télédétection. Presse de l'Université du Québec, 386 p.
- Campbell N.A. & Reece J.B., 2004. *Biology* (Traduction de la 6ème édition par Richard Mathieu). DeBoeck Université, Bruxelles, 1364pp.
- Campbell, J.B., 2006. *Introduction to remote sensing*. Taylor & Francis, Abingdon.
- Cancino J., 2005. Modelling the edge effect in even-aged Monterey pine (*Pinus radiata* D. Don) stands. *Forest Ecology and Management*, **210**: 159-172.
- C.C.T., 2007. Notions fondamentales de télédétection, un cours tutoriel du centre canadien de télédétection, 266 p.
- C.C.T., 2009. Notions fondamentales de télédétection. Centre Canadien de Télédétection, Canada. www.ccrs.nrcan.gc.ca
- CeRPA (Centre Régional pour la Promotion Agricole) Atlantique-Littoral, 2007. Plan de campagne 2007–2008. Abomey-Calavi, Bénin, 62 p.
- Chabi A., Oloukoi J., Mama V.J., Kiepe P., 2010. Inventaire par télédétection des agro-écosystèmes de bas-fonds dans le centre du Bénin. *Cahiers agricultures*, **19** (6): 446-453.
- Chazdon R.L., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded land. *Sciences*, **320**: 1458-1460.
- Chen J., Franklin J.F. & Spies T.A., 1992. Vegetation responses to edge environments in old growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, **2** (4): 387-396.
- Christian B. & Krishnayya N.S.R., 2007. Spectral signature of teak (*Tectona grandis* L.) using hyperspectral (EO-1) data. *Current Science*, **93** (9): 1291-1296.

- Cingolani A.M., Renison D., Zak M.R. & Cabido M.R., 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, **92**: 84–97.
- Clergeau P. & Désiré G., 1999. Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappemonde*, **55**: 19-23.
- Clergeau P. & Lefeuvre J.-C., 1992. Impact biologique de la fragmentation forestière : application à un projet autoroutier dans les massifs forestiers de Haute-Bretagne. Rapport ONF, 32 p.
- Clerici N., Bodini A., Eva H.D., Grégoire J.-M., Dulieu D. & Paolini C., 2006. Increased isolation of two biosphere reserves and surrounding protected areas (WAP Ecological Complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation*, **15**: 26–40.
- Cohen W.B. & Spies T.A., 1992. Estimating structural attributes of Douglas-fir/western hemlock forest stands from Landsat and SPOT imagery. *Remote Sensing of Environment*, **41**: 1-17.
- Cohen W.B. & Goward S.N., 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience*, **54**: 535–545.
- Cohen W.B., Spies T.A. & Fiorella M., 1995. Estimating the age and structure of forests in a multi-ownership landscape of western Oregon, U.S.A. *International Journal of Remote Sensing*, **16**: 721-746.
- Collinge S.K. & Forman R.T.T., 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, **82**: 66–84.
- Collinge S.K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape Urban Plan*, **36**: 59-77.
- Conese C. & Maselli F., 1992. Use of Error Matrices to Improve Area Estimates with Maximum Likelihood Classification Procedures. *Remote Sensing of Environment*, **40**: 113-124.
- Congalton R. G. & Green, K., 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, Florida, 137 p.
- Congalton R.G. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, **37**: 35-46.

- Cord A., Conrad C., Schmidt M. & Dech S., 2010. Standardized FAO-LCCS cover mapping in heterogeneous tree savannas of West Africa. *Journal of Arid Environments*, In Press, 9 p.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R. *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.
- Cramer J.M., Mesquita R.C.C. & Williamson G.B., 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation* **137**: 415-423.
- Crow T.R., 2008. Managing forest landscapes for climate change. In: Laforteza R, Chen J, Sanesi G *et al* (eds) Patterns and processes in forest landscapes, Springer Science+Business Media B.V., New York.
- Curtis J.T., 1956. The modification of mid-latitude grasslands and forests by Man. In: Thomas WL (ed.) Man's role in changing the face of the Earth, University of Chicago Press, Chicago.
- D'Eon R.G., 2002. Forest fragmentation and forest management: a plea for empirical data. *Forestry Chronicle*, **78**: 686-689.
- Dale V.H., Offerman H., Frohn R. & Gardner R.H., 1994. Landscape characterisation and biodiversity research. In Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. (eds. Boyle T.J.B. & Boontawee B.), pp 47-66. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Dalponte M., Bruzzone L., Vescovo L. & Gianelle D., 2009. The role of spectral resolution and classifier complexity in the analysis of hyperspectral images of forest areas. *Remote Sensing of Environment* **113**: 2345-2355.
- Dangerfield J.M., Pik A.J., Britton D., Holmes A., Gillings M., Olivier I., Briscoe D. & Beattie A.J., 2003. Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology*, **28**: 227-236.
- Danson F.M. & Curran P.J., 1993. Factors affecting the remotely sensed response of coniferous forest plantations. *Remote Sensing of Environment* **3**: 55-65.
- Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Soc B*, **26**:32-37.
- Davies-Colley R.J., Payne G.W. & Van Elswijk M., 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, **24**: 111-121.

- De Santo R.S. & Smith D.G., 1993. An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transportation corridors with special reference to High-Speed Rail (HSR). *Environ Manage*, **17**:111-114.
- Décamps H., 2004. L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie. Lettre de l'Institut Français de la Biodiversité, n° 5. 2 p.
- DeFries R. & Pandey D., 2010. Urbanization, the energy ladder and forest transitions in India's emerging economy. *Land Use Policy*, **27**: 130–138.
- Delgado J.D., Arroyo N.L., Ar'evalo J.R. & Fernandez-Palacios J.M., 2007. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and urban planning*, **81** : 328-340.
- DGFRN (Direction Générale des Forêts et des Ressources Naturelles), 2010. Rapport d'activités 2009. Cotonou, Bénin, 20 p.
- Dunn R.R., 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, **18**: 302-309.
- Dymond C.D., Mladenoff D.J., Radeloff V.C., 2002. Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. *Remote Sensing of Environment*, **80**: 460-472.
- Eriksson H.M., Eklundh L., Kuusk A. & Nilson T., 2006. Impact of understory vegetation of forest canopy reflectance a remotely sensed LAI estimates. *Remote Sensing of Environment*, **43**: 408-418.
- ESRI, 2006. ArcGis version 9.3, New York, USA.
- Esseen P. A., Jansson K. U. & Nilsson M., 2006. Forest edge quantification by line intersects sampling in aerial photographs. *Forest Ecology and Management*, **230**: 32-42.
- Euskirchen E.S., Chen J. & Bi R., 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*, **148** (1-3): 93-108.
- Eva H. D., Brink A. B. & Simonetti D., 2006. Monitoring land-cover dynamics in sub-Saharan Africa. Luxembourg. Office for Official Publication of the European Communities, EUR 22498 EN.
- Ewers R.M. & Didham R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev*, **81**:117-142.
- F.A.O., 1999. Recherches actuelles et perspectives pour la conservation et le développement. Département des forêts FAO, Rome, Italie.
<http://www.fao.org/docrep/X2161F/X2161F00.htm>.

- F.A.O., 2004. The scope of organic agriculture, sustainable forest management and ecoforestry in protected area. Working Paper No. 18. FAO, Rome, Italy. 53 p.
- F.A.O., 2005. Global forest resources assessment. Progress towards sustainable forest management. *FAO Forestry Paper 147*. FAO, Rome, Italy. 319 p.
- F.A.O., 2006. Global Forest Resources Assessment 2005. FAO, Rome, Italy, 319 p.
- F.A.O., 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Forest Resources Assessment. *Working Paper 154*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2010. Evaluation des ressources forestières mondiales 2010. Rapport national Bénin. FAO, Rome, Italie, 54 p.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol S*, **34**:487-515.
- Farina A., 1998. Principles and methods in landscape ecology: towards a science of landscape. Springer, 235 p, London.
- Farina A., 2000. Landscape ecology in action. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands. 317 p.
- Fassnacht K.S., Cohen W.B. & Spies T.A., 2006. Key issues in making and using satellite-based maps in ecology: A primer. *Forest Ecology and Management*, **222**: 167–181.
- Floret C. & Pontanier R., 2001. La jachère en Afrique tropicale. De la jachère naturelle à la jachère améliorée. Le point des connaissances. *John Libbey Eurotext*, 339 p.
- Fonton N.H., Palm R., Akossou A. Y. J. & Houaye P., 2001. Modèle de productivité et tarif de cubage des peuplements de Teck (*Tectona grandis* L.f.) au Sud-Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **2** (2) : 209-224.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York, 640 p.
- Forman R.T.T., 1995a. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, **10**: 133-142.
- Forman R.T.T., 1995b. Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

- Forman, R.T.T., 1997. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- Franklin A.B., Noon B.R., Luke George T., 2002. What is habitat fragmentation? *Stud Avian Biol*, **25**:20-29.
- Franklin S.E., 2001. Remote Sensing for Biodiversity and Wildlife Management. USA, McGraw-Hill, 346 p.
- Fraver S., 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River basin, North Carolina. *Conservation Biology*, **8** (3): 822-832.
- Freitas S.R., Mello M.C.S, Cruz C.B.M., 2005. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. *Forest Ecology and Management*, **218**: 352-362.
- Ganglo J.C. & De Foucault B., 2006. Plant communities, forest site identification and classification in Toffo reserve, southern Benin. *Bois et Forêts des Tropiques*, **288** (1) : 17-27.
- Ganglo J.C., Lejoly J. & Pipar T., 1999. Le teck au Bénin, gestions et perspectives. *Bois et Forêts des Tropiques*, **261** (3) : 17-27.
- Gaston K. J. & Fuller R. A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**: 14-19.
- GECOPA, 2004. Groupe de gestion écosystémique et écologie du paysage. Site: <http://gecos.epfl.ch/gecopa/defpaysage.shtml>.
- Gehlhausen S. M., Schwartz M. W. & Augspurger C. K., 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, **147**: 21-35.
- Geist H.J. & Lambin E.F., 2001. What Drives Tropical Deforestation? A Meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence. LUCG, Report series N°4, Louvain-la-Neuve. Belgium.
- Geist H.J. & Lambin E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, **52**: 143-150.
- Geoghegan J., Villar S.C., Kleipeis P., Mendoza P.M., Ogneva-Himmelberger Y. Chowdhury R.R., Turner II B.L. & Vance C., 2001. Modeling tropical deforestation in the southern Yucutan peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85**: 25-46.
- Gibbons J.D. & Chakraborti S., 2003. Nonparametric Statistical Inference, 4th ed. CRC.

- Giles R.H. & Trani M.K., 1999. Key elements of landscape pattern measures. *Environmental Management*, **23**: 477-481.
- Girard M.-C. & Girard C.M., 1999. Traitement des données de télédétection. *Dunod*, Paris, France, 529 p.
- Glèlè Kakaï R., Sodjinou E. & Fonton H. N., 2006. Conditions d'application des méthodes statistiques paramétriques: applications sur ordinateur. Bibliothèque Nationale, Bénin, 94p.
- Godard V., 2005. Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l'aide d'un semis de points et d'imagerie satellitale optique. *Revue Internationale de Géomatique*, **15** (3): 281-302.
- Goetz S., Da Fonseca G.A.B., Harvey C.A *et al.*, (eds), 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington.
- Goodenough D. G., Dyk A., Olaf Niemann K. & Pearlman J., 2003. Processing Hyperion and ALI for Forest Classification. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, **41**: 1321-1331.
- Goodwin B.J. & Fahrig L., 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, **99**:552-570.
- Gosselin M., 2008. Biodiversité et gestion forestière: la gestion des lisières. *Forêt-entreprise*, **183** : 58-62.
- Gourmelon F., Bioret F. & Sauve L., 2007. Potentialités de l'imagerie satellitale spot 5 pour la cartographie de la végétation terrestre. *Cybergeo, Cartographie, Imagerie, Sig*, Article 325.
- Green B.H., Simmons E.A. & Woltjer I., 1996. Landscape Conservation: some Steps Towards Developing A New Conservation Dimension. IUCN-CESP. Landscape Conservation Working Group.
- Groom M, Schumaker N.H., 1993. Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation. *In*: Kareiva PM, Kingsolver JG, Huey RB *et al* (eds) *Biotic interactions and global change*, Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Groves R. H., 1998. Ecological indicators of landscape degradation. *In*: *Landscape disturbance and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*. (eds. Rundel PW, Montenegro G, Jaksic FM), pp 55-62. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, **1**: 143-156.

- Guyot G., 1989. Signature spectrale des surfaces naturelles, Télédétection satellitaire. Collection Paradigme 5.
- Haddad N.M., Tewksbury J.J. 2006. Impacts of corridors on populations and communities. *In*: Crooks KR, Sanjayan M (eds) Connectivity conservation, Cambridge University Press, Cambridge.
- Haefner J.W., 1996. Modeling biological systems: principles and applications. Chapman and Hall, New York.
- Haila Y., 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecol Appl*, **12**:321-334.
- Hall C.A.S., Tian H., Qi Y., Pontius G., Cornell J. & Uhlig J., 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography*, **22**: 753-757.
- Hall F.G., Botkin D.B., Strebel D.E., Woods K. D. & Goetz S.J., 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, **72**: 628-640.
- Hanski I., 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and societal response. *EMBO Reports*, **6**: 388-392.
- Hargis C.D., Bissonette J.A & David J.L., 1997. Understanding measures of landscape pattern. *In*: Wildlife and landscape ecology (eds. Bissonette J.A.), pp. 231-261. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Harini N., Darla K. M. & Jane S., 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **101**: 111-115.
- Harms B. H., Knaapen J. P. & Rademakers J. G., 1992. Landscape planning for nature restoration: comparing regional scénarios. *In*: C. C. Vos and P. Opdam. *Landscape ecology of a stressed environment*. Chapman Hall: 195-218.
- Harper K.A., Macdonald E., Burton P.J., Chen J., Brososke K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S. & Esseen P-A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, **19** (3): 768-782.
- Harris R., 1987. Satellite remote sensing: an introduction. Routledge & Kegan Paul Inc., New York, 256 p.
- Henle K., Lindenmayer D.B., Margules C.R., Saundres D.A. & Wissel C., 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation*, **13**: 1-8.

- Henry M., Cosson J.F. & Pons J-M., 2007. Abundance may be a misleading indicator of fragmentation-sensitivity: the case of fig-eating bats. *Biological Conservation*, **139**: 462-467.
- Herbert J., Herman M. & Jourez B., 2003. Sylviculture et qualité du bois de l'épicéa en région wallonne. *Forêts Wallonnes*, **62**: 10-13.
- Heywood V.H. & Watson R.T. eds., 1995. Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hilty JA, Lidecker WZJr & Merenlender AM., 2006. Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, Washington.
- Hobbs J. R., 2002. Habitat networks and biological conservation. *In* Applying landscape ecology in biological conservation. (eds. Gutzwiller, K. J.), pp. 150-170. Springer, Verlag, New York.
- Honnay O., Verheyen K. & Hermy M., 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, **161** (1-3): 109–122.
- INSAE (Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique), 2003. Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH3) – Synthèse des analyses. Cotonou, Bénin, 47p.
- INSAE, 2006. Population par Arrondissement du Bénin en 2002 et 2006 et population en âge de vote en 2006. Cotonou, Bénin, 56pp. En ligne : http://www.insaebj.org/2012/doc/Population_beninoise_en_age_de_voter_en_2006
- INSAE, 2008. Projections départementales 2002–2030. Cotonou, Bénin, 136p. http://www.insaebj.org/2012/doc/Publications/Projection_Population_Benin_par_Departement_2002_A_2030.
- Iorgulescu I. & Schlaepfer R., 2002. Paysage en tant qu'éco-complexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse. 24 p.
- Jaeger J., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecol*, **15**:115-130.
- Jensen J.R., 1996. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective, 2nd ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Jobson J.D., 2001. Applied Multivariate Data Analysis, Vol. 1: Regression and Experimental Design. *Springer-Verlag*, New-York, 652 p.

- Jouve P., 2004. La croissance démographique, frein ou opportunité pour une intensification agricole durable en Afrique subsaharienne? Transition agraire et résilience des sociétés rurales. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, **52** : 101-106.
- Kapos V., Ganade G.M., Matsui E., Victoria R.L., 1993. $\delta^{13}C$ as an indicator of edge effects in tropical rain forest reserves. *Journal of Ecology*, **81**: 425-32.
- Karin S.F., Cohen W.B. & Spies T.A., 2006. Key issues in making and using satellite-based maps in ecology: A primer. *Forest Ecology and Management*, **222**: 167–181.
- Keogh R.M., 1982. Teak (*Tectona Grandis* Linn. f.) provisional site classification chart for the Caribbean, Central America, Venezuela and Colombia. *Forest Ecology and Management*, **4**: 143-153.
- Knight T.C., Ezell A.W., Shaw D.R., Byrd J.D. & Evans D.L., 2004. Identifying loblolly pine and four common competing hardwood species using multispectral reflectance analysis. Connor, Kristina F., ed. 2004. Proceedings of the 12th biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS–71. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 594 p.
- Koffi K.J., Deblauwe V., Sibomana S., Neuba D.F.R., Champluvier D., De Cannière C., Barbier N., Traoré D., Habonimana B., Robbrecht E., Lejoly J. & Bogaert J., 2007. Spatial Pattern Analysis as a Focus of Landscape Ecology to Support Evaluation of Human Impact on Landscapes and Diversity. *In: Landscape ecological applications in Man-Influenced areas - Linking man and nature systems* (eds S.-K. Hong, N. Nakagoshi, B. Fu & Y. Morimoto), pp. 7-32. Springer Netherlands.
- Kokou K. & Sokpon N., 2006. Les forêts sacrées du couloir du Dahomey. *Bois et Forêts des tropiques*, **288** (2): 15-23.
- Krebs C.J., 1994. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Harper Collins College Publishers, New York.
- Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O'Neill R.V. & Coleman P.R., 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, **48**: 321-324.
- Kruskal W.H., Tanur J.M, 1978. International Encyclopedia of Statistics. vols. 1–2. The Free Press, New York

- Lambin E.F., Geist H.J. & Lepers E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in the tropical regions. *Annual Review of Environment Resources*, **28**: 205-241.
- Lambin E.F. & Geist H.J., 2003. Regional differences in tropical deforestation. *Environment*, **45**: 22-36
- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J., 2001. The Causes of Land-Use and -Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*, **11**: 261-269.
- Landis J.R. & Koch G.G., 1977. "The measurement of observer agreement for categorical data" . *Biometrics*, **33**: 159-174.
- Lanter D., 1992. Intelligent Assistants for Filling Critical Gaps in GIS: A Research Program. Technical Report 92-4, National Center for Geographic Information and Analysis.
- Laporte N., 1999. Géographie des relations ville-forêt en Afrique centrale : approche régionale (Volume II). Rapport au Biodiversité Support Program, Washington DC, USA.
- Laurance W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H.L., Bruna E.M., Didham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G. & Sampaio E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, **16** (3): 605–618.
- Laurini R. & Milleret-Raffort F., 1993. Les bases de données en géomatique. Hermes, 340 p.
- Lee J.B., Woodyatt S. & Berman M., 1990. Enhancement of High Spectral Resolution Remote-Sensing Data by a Noise-Adjusted Principal Components Transform. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **28** (3): 295-304.
- Legendre P. & Legendre L., 1998. Numerical ecology, 2nd English edition. *Elsevier Science BV*, Amsterdam, 853 p.
- Lemenih M., 2004. Effects of Land Use Changes on Soil Quality and Native Flora Degradation and Restoration in the Highlands of Ethiopia. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Swede.

- Lillesand T.M., Kiefer R.W. & Chipman J.W., 2008. Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, Inc., 756 p.
- Lord J.M. & Norton D.A., 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conserv Biol*, **4**:197-202.
- Lorena R.B. & Lambin E.F. 2009. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, **29**: 171-181.
- Louppe D., 2008. *Tectona grandis* (L.f) in Louppe D., Oteng-Amoako A.A., Brink M. (eds). Ressources végétales de l'Afrique Tropicale **7** (1). Bois d'oeuvre 1. [Traduction de : Plant Resources of Tropical Africa 7(1). Timbers 1. 2008]. Fondation PROTA, Wageningen, Pays-Bas / CTA, Wageningen, Pays-Bas. 785 p.
- Lu D., Mausel P., Brondi'zio E. & Moran E., 2004. Change detection techniques. *International journal of remote sensing*, **12**: 2365–2407.
- Mama V. J., 2002. An Integrated Approach for Land Use/Cover Change Analysis in a Central Region of Benin Republic. Ph. D. UNILAG, 221 p.
- Mardia K.V., 1976. Linear-circular correlation and rhythmometry. *Biometrika*, **63**: 403-405.
- Marien J-N. & Mallet B., 2004. Nouvelles perspectives pour les plantations forestières en Afrique centrale. *Bois et Forêts des tropiques*, **282** (4) : 15-25.
- Marron N. & Ceulemans R., 2006. Genetic Variation of Leaf Traits Related to Productivity in a *Populus deltoides* x *Populus nigra* Family. *Canadian Journal for Forest Research*, **36** (2): 390-400.
- Martin M.E., Newman S.D., Aber J.D. & Congalton R.G., 1998. Determining Forest Species Composition Using High Spectral Resolution Remote Sensing Data. *Remote Sensing of Environment*, **65**: 249-254.
- Mas J. F., 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **26** (4): 349-362.
- Mather A.S. & Needle C.L., 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal*, **166**: 2–13.
- Mayaux P., Bartholome E., Fritz S. & Belward A., 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, **31**: 861–877.

- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M. & Achard F., 2003. Evolution du couvert Forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et Forêts des Tropiques*, **277** : 45-52.
- McDonald A.J., Gemmel F.M. & Lewis P.E., 1998. Investigation of the Utility of Spectral Vegetation Indices for Determining Information on Coniferous Forests. *Remote Sensing of Environment*, **66**: 250–272.
- McDonald R. I. & Urban D. L., 2004. Forest edges and tree growth rates in the North Carolina Piedmond. *Ecology*, **85**: 2258-2266.
- Mcgarigal K. & Marks B. J., 1995. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Structure. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-351. Oregon, USA.
- McKey D., 2000. Tropical forest peoples and biodiversity. *In* : Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 12-32. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles.
- Mehar S., Rao D.S., Shivaraju B., 1997. Teak management in Kerala. Proceedings of International teak symposium, pp. 32-37.
- MEPN (Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature), PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement), 2009. Quatrième rapport national du Bénin sur la convention des nations unies sur la diversité biologique. p. 24. En ligne : <http://www.cbd.int/doc/world/bj/bj-nr-04-fr>.
- Messier N., Cavayas F. & André P., 2001. Cartographie des occupations du sol en milieu urbain, à partir d'images satellites de haute résolution spatiale : le cas de Beijing. Actes du 23e symposium canadien sur la télédétection, 21-24 août 2001, Ste-Foy, Québec, pp.829-834.
- Michelson D.B., Liljeberg B.M. & Pilesjo P., 2000. Comparison of algorithms for classifying Swedish Landover using Landsat TM and ERS-1 SAR Data. *Remote Sensing of Environment*, **71**: 1-15.
- Mitja D. & Puig H., 1993. Essartage, culture itinérante et reconstitution de la végétation dans les jachères en savane humide de Côte d'Ivoire (Booro-Borotou, Touba). Paris : ORSTOM (Colloques et séminaires), La jachère en Afrique de l'Ouest, pp. 377-392.
- Monmonier M.S., 1974. Measures of pattern complexity for choroplethic maps. *American Cartographer*, **1**: 159-169.

- Moore A.D., 1990. The semi-Markov process: A useful tool in the analysis of vegetation dynamics for management. *Journal of Environmental Management*, **30**: 111-130.
- Muller M.R. & Middleton J., 1994. A Markov model of land-use change dynamics in the Niagara region, Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, **9** (2): 151-157.
- Murcia C., 1995. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10** (2): 58-62.
- Nilson T. & Peterson U., 1994. Age Dependence of Forest Reflectance: Analysis of Main Driving Factors. *Remote Sensing of Environment*, **48**: 319-331.
- Nissen T.M. & Midmore D.J., 2002. Stand Basal Area as an Index of Tree Competitiveness in Timber Intercropping. *Agroforestry systems*, **54** (1): 51-60.
- Noon B.R. & Dale V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds. Gutzwiller K.J.), pp. 34-52. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Noss R.F. & Cooperrider A.Y., 1994. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island press.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. & Graham R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **3**: 153-162.
- Olanrewaju B., Smith P.M., Moustier P., Mougeot L.J.A. & Fall A., 2004. Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone: Enjeux, concepts et méthodes. Cirad et Crdi. Ottawa, Canada. <http://www.crdi.ca>.
- Oloukoi J., Mama V.J. & Agbo F.B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. *Téledétection*, **6** (4): 305-323.
- Orékan V.O., 2007. Implementation of the local land-cover change model CLUE-s for Central Benin by using socio-economic and remote sensing data. D Rheinischen F. W. Universitat, Bonn, 204 p.
- Osaragi T. & Yoshitsugu A., 2006. A Method for estimating land use transition probability using raster. In: *Innovations in design and decision Support Systems in Architecture and Urban Planning* (eds

- J.P. van Leeuwen & H.J.P. Timmermans), pp. 69-84. Springer, Netherlands.
- Otto H. J., 1998. L'écologie forestière. Paris, 397 p.
- Oxbrough AG., Gittings T., O'Halloran J. et al., 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management*, **212**:171-183.
- Paillat G., & Butet A., 1994. Fragmentation et connectivité dans les paysages : importances des habitats corridors pour les petits mammifères. *Arvicola*, Tome VI, n°2. 8 p
- Pandey D. & Brown C., 2000. Le teck dans le monde. *Unasylva*, **201** (51) : 3-13.
- Pardé J., 2002. Le teck, en ses forêts et plantations tropicales. *Revue forestière française*, **3**: 253-258.
- Peque D.P., 2005. Impediments to Microfinancing of Smallholder Forestry on Leyte Island, the Philippines. *Annals of Tropical Research*, **27** (1): 81-90.
- Piessens K., Honnay O., Devlaeminck R. & Hermy M., 2006. Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **114** (2-4): 335-342.
- Pontius R.G.Jr., 2000. Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **66** (8): 1011-1016.
- Pouchin T., 2001. Elaboration d'un observatoire paysager, Application à l'estuaire de Seine. Thèse de doctorat, Université du Havre, Centre Interdisciplinaire de Recherche en Transports et Affaires Internationales, 316 p.
- Price J.C., 1994. How Unique Are Spectral Signatures? *Remote Sensing of Environment*, **49**: 181-186.
- Purwanto RH. & Oohata S., 2002. Estimation of the Biomass and Net Primary Production in a Planted Teak Forest in Madiun, East Java, Indonesia. *Forest Research, Kyoto*, **74**: 59-68.
- Quattrochi D.A. & Pelletier R.E., 1990. Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction. In *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity* (Ecological Studies). (eds. Turner M.G. & Gardner R.H.), pp. 51-76., Springer-Verlag, New York.

- Quenum C., 2005. Expansion du commerce intra- et interrégionale entre les pays de la CEMAC et de l'UEMOA, Bénin. Étude de l'offre et de la demande sur le bois et ses produits dérivés. Observatoire des opportunités d'Affaires du Bénin (OBOPAF), 129 p.
- Rahman M. M., Csaplovics E., Koch B. & Köhl M., 2004. Interpretation of Tropical Vegetation Using Landsat ETM+ Imagery. In. M. O. Altan (ed.) International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol XXXV, Part B-YF, Istanbul, pp 157-162.
- Reid R. & Stephen P., 2001. The Farmer's Forest: Multipurpose forestry for Australian farmers, measurement of a teak plantation (NT) Australian Master Tree Grower. RIRDC publication N°R01/33, *Measurement of a Teak Plantation*, **6**: 79-82
- Renard E. Baudouin Y. & Pourouchottamin P., 1997. Cartographie des modes d'utilisation du sol à Conakry (Guinée) par intégration de données multisources. In : Jean-Marie Dubois, Jean-Paul Donnay, André Ozer, François Boivin, André Lavoie, Abdelkader Abdellaoui, Yves Baudot, Régis Caloz, Claude Collet, Denis Morin, Istvan Nadasdi, Jean-Paul Rasson, Diadié Traore, Fernand Verger & Christiane Weber (éd). Télédétection des milieux urbains et périurbains. Ed. *AUPELF-UREF* : 307-314.
- Riitters K.H., Wickham J.D., Vogelmann J.E. *et al.*, 2000. National land-cover pattern data. *Ecology* **81**: 604. Ecol Arch E081-004.
- Roche P., 1998. Dynamique de la biodiversité et action de l'homme. Rapport ENV-SRAE – 94233, Paris, France.
- RSI 2004. ENVI version 4.1. The remote sensing platform of choice. ITT industries, Inc 4990, Pearl East Circle, USA.
- Saha S., 2001. Vegetation composition and structure of *Tectona grandis* plantations and dry deciduous forests in central India. *Forest Ecology and Management*, **148**: 159-167.
- Salzmann U. & Hoelzmann P., 2005. The Dahomey Gap: an abrupt climatically induced rain forest fragmentation in West Africa during the late Holocene. *The Holocene* **15** (2): 190-199.
- Sarthou J.P., Ouin A., Arrignon F., Barreau G. & Bouyjou B., 2005. Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae). *European Journal of Entomology*, **102**: 539-545.

- Saunders D.A. & Hobbs R.J. & Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv Biol*, **5**:18-32.
- Schlaepfer R., 2002. Analyse de la dynamique du paysage. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse. 11 p.
- Schmidt K.S. & Skidmore A.K., 2003. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*, **85**: 92-108.
- Schoute J.F.T., Finke P.A., Veeneklaas F.R. & Wolfert H.P., 1995. *Scénario studies for the rural environment*. Environment, Policy, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Schowengerdt R.A., 2007. Remote sensing: models and methods for image processing. Elsevier/Academic Press, Oxford.
- Shafer C.L., 1990. Nature reserves. Smithsonian Institution Press, Washington.
- SIEC & BCG (Société Internationale d'Experts-Conseils & Benin Consulting Group), 1997. Etude de la Filière Bois au Bénin. Rapport final. MPREPE, 137 p + annexes.
- Sivanpillai R., Smith C., Srinivasan R., Messina M.M.G. & Wu X.B., 2006. Estimation of managed loblolly pine stands age and density with Landsat ETM+ data. *Forest Ecology and Management*, **223**: 247-254.
- Snoeck B. & Baar F., 2001. Aménager les lisières forestières. Cahier technique n°16. *Forêt Wallonne*, **53**: 2-15.
- Sokpon N. & Agbo V., 1999. Sacred groves as tools for indigenous forest management in Benin. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **2** : 161-175.
- Soyer J. & Alexandre J., 1987. Pollution atmosphérique et dégradation de l'environnement urbain en région tropicale. Le cas de Lubumbashi, Shaba, Zaire. *In: Recherches de géographie urbaine, hommage au Prof. J. Sporck; Bull. Soc. Géogr. Liège*, 2^{ème} vol.: 652-664.
- Stewart W.J., 1994. Introduction to the numerical solution of Markov chains. Princeton NJ, University Press, Princeton.
- Taweek S. & Thammapala P., 2005. Expert classification technique for mapping teak plantation areas in Thailand. *In The PECORA 16 Symposium "Global Priorities in Land Remote Sensing"* (23-27

- October, 2005). Sioux Falls, South Dakota, USA. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS)*.
- Toyi S.S.M., 2007. Etude de la structure spatiale des teckeraies privées dans la Commune de Zè au Sud du Bénin. Mémoire de DESS/AGRN, Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Bénin. 54p.
- Trochain J.L., 1980. Ecologie végétale de la zone intertropicale non désertique. Université Paul Sabatier, Toulouse (France), 468pp.
- Tucker C.J., Grant D.M. & Dykstra J.D., 2004. NASA's global orthorectified landsat data set. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **70** (3): 313-322.
- Turner II B.L., Mayer W.B., 1994. Global land-use and land-cover change: an overview. In Mayer, W.B., Turner, B.L., III (Editors), *Changes in land-use and land-cover: a Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 3-10.
- Turner II B.L., Skole D., Sanderson S., Fisher G., Fresco L. & Leemans R., 1995. Land-use and land-cover change. Science/Research Plan, International Geosphere-Biosphere Programme Report N°35, Human Dimensions of Global Environmental Change Programme Report N°7, Stockholm and Geneva.
- Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, **20**: 171-197. University Press, 539 p.
- Urban D.L. & Wallin D.O., 2002. Models of landscape change. In: *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques* (eds S.E. Gergel & T.M. G.), pp. 35-48. Springer, New York.
- Urban D.L., Acevedo M.F. & Garman S.L., 1999. Scaling fine-scale processes to large-scale patterns using models derived from models: Meta-models. P. 78-98. In D. Mladenoff and W. Baker (eds). *Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 352 p.
- Urban J., Tatarinov F., Nadyezhdina. N., Cermak J. & Ceulemans R., 2009. Crown Structure and Leaf Area of the Understory Species *Prunus serotina*. *Trees – Structure and Function*, **23** (2): 391-399
- Vaiphasa C., Ongsomwang S., Vaiphasa T. & Skidmore A.K., 2005. Tropical mangrove species discrimination using hyperspectral data: A laboratory study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**: 371-379.

- Verburg P.H., 2000. Exploring the spatial and temporal dynamics of land use with special reference to China. Thèse de doctorat, Wageningen University, 143 p.
- Verburg P.H. & Veldkamp A., 2005. Introduction to the special issue on spatial modelling to explore land use dynamics. *International journal of Geographic Information Science*, **19** (2) : 99-102.
- Volkoff B. & Willaime P., 1976. Carte pédologique de reconnaissance de la République populaire du Bénin à 1/200 000. Feuille de Porto-Novo (1). Notice explicative 66 (1), 39 p, ORSTOM, Paris.
- Wade T.G., Wickham J.D., Nash M.S., Neale A.C., Riitters K.H., & Jones K.B., 2003. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **69** (12): 1399–1405.
- Wankpo E., 2011. Appui technique aux organisations paysannes du Bénin. (Eds) Agriterra, Pays-Bas. Projet N° 14_52638, Bénin. 21 p.
- Watson N. & Wilcock D., 2001. Preclassification as an aid to the Improvement of Thematic and Spatial Accuracy in Land Cover Maps Derived from Satellite Imagery. *Remote Sensing of Environment* **75**: 267-278.
- Weng Q.H., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, **64** (3): 273-284.
- White F., 1983. The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the vegetation map of Africa. *Natural Resources Research*, **20**: 1-356. UNESCO, Paris.
- White P.S. & Jentsch A., 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, **62**: 399-449.
- Whitmore J.L. & Brumel B., 1986. Industrie et agroforesterie. In. FAO (Editions). L'évolution de l'industrie forestière, Unasylva 153.
- Williams M., 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, **26** (1): 28-46.
- Wittemyer G., Elsen P., Bean W., T., Coleman A., Burton O. & Brashares J. S., 2008. Accelerated human population growth at Protected Area edges. *SCIENCE*, **321**: 123-126.
- Wolter P.T. & White M.A., 2002. Recent forest cover type transitions and landscape structure changes in northeast Minnesota, USA. *Landsc. Ecol.*, **17**: 133–155.

- Worou L., Téblékou K. & Ayihouéno B., 2010. Etat des lieux des actions de reboisement au Bénin. Séminaire national sur le reboisement. Direction Générale des Forêts et des Ressources Naturelles (DFRN, Bénin). 18 p.
- Yaacobi G., Yaron Z., Rosenzweig M.L., 2007. Habitat fragmentation may not matter to species diversity. *P R Soc B*, **274**: 2409-2412.
- Yuan D. & Elvidge C.D., 1996. Comparison of relative radiometric normalization techniques. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **51** (3): 117-126.
- Zhang J., Rivard B., Sanchez-Azofeika A. & Castro-Esau K., 2006. Intra- and inter-class spectral variability of tropical tree species at La Selva, Costa Rica: Implications for species identification using HYDICE imagery. *Remote Sensing of Environment* **105**: 129-141.

Annexe 1. Matrices de confusion élaborées pour les classifications des images de 1972, 1986 et 2005 (Département de l'Atlantique, Bénin). Les valeurs sont exprimées en pourcentage du nombre de pixels. \hat{K} est le coefficient kappa.

▪ **Image Landsat ETM+ de 2005**

Classification	Ground truth							
	Fo	Sb	Sa	Sd	Pl	Cj	Mc	Ag
Fo	61.23	-	3.45	8.17	6.70	3.45	6.54	0.00
Sb	-	-	-	-	-	-	-	-
Sa	10.44	-	83.41	0.88	1.87	0.00	1.02	0.00
Sd	17.24	-	6.32	83.24	2.96	3.61	5.52	0.00
Pl	9.06	-	2.29	3.09	82.70	1.30	2.04	0.00
Cj	0.00	-	0.00	0.00	0.11	90.36	2.87	0.00
Mc	2.06	-	4.57	3.75	5.41	1.41	75.86	3.63
Ag	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	2.07	96.66
\hat{K} (%)	79,60							

Notes : Ag : Agglomération ; Mc : Mosaïque de cultures et jachères ; Cj : Culture et jachère à palmiers ; Pl : plantation, Sd : Savane à emprise agricole ; Sa : savane arborée et arbustive ; Sb : Savane boisée, Fo : Forêt.

▪ **Image Landsat TM de 1986**

Image classifiée	Données de référence							
	Fo	Sb	Sa	Sd	Pl	Cj	Mc	Ag
Fo	74,10	8,14	3,34	-	3,16	4,15	4,64	0,00
Sb	10,04	87,56	0,15	-	1,82	1,67	0,67	0,00
Sa	10,84	0,00	85,11	-	3,86	1,86	1,44	0,55
Sd	-	-	-	-	-	-	-	-
Pl	10,42	1,70	5,50	-	84,76	2,30	1,15	0,00
Cj	1,85	1,08	0,00	-	1,20	87,95	6,87	0,00
Mc	1,75	1,08	4,80	-	5,90	3,05	80,05	3,20
Ag	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	4,51	95,30
\hat{K} (%)	86,93							

▪ **Image Landsat MSS de 1972**

Image classifiée	Données de référence							
	Fo	Sb	Sa	Sd	Pl	Cj	Mc	Ag
Fo	69,25	7,96	4,51	-	2,88	4,65	4,10	0,00
Sb	7,51	85,28	0,44	-	0,77	0,85	0,11	0,00
Sa	11,20	1,25	85,89	-	2,92	1,05	0,50	0,24
Sd	-	-	-	-	-	-	-	-
Pl	7,74	2,01	4,25	-	85,02	1,85	2,01	0,00
Cj	1,93	0,87	0,05	-	2,15	87,68	7,50	0,00
Mc	1,75	1,42	4,80	-	5,90	3,05	80,87	2,85
Ag	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	3,75	95,79
\hat{K} (%)	87,03							

Annexe 2. Résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney appliqués entre les zones d'entraînement du teck (avec et sans regroupement des teckeraies) et celles des autres types de végétation.

Bandes	Classe comparée avec les teckeraies	avec toutes les teckeraies		avec teck_G _{dbh}		avec teck_P _{dbh}	
		W	p-value	W	p-value	W	p-value
Verte	FN	487	p<0,05	377	p<0,05	425	p<0,05
	AP	464	p<0,05	367	p<0,05	372,5	p<0,05
	PM	210,5	p<0,05	145	p<0,05	215	p<0,05
	MCJ1	780	p<0,05	575,5	p<0,05	567	p<0,05
	MCJ2	367	p>0,05	245	p>0,05	226,5	p<0,05
	MCJ3	217,5	p>0,05	162	p>0,05	145	p>0,05
Rouge	FN	875	p<0,05	685	p<0,05	596	p<0,05
	AP	837	p<0,05	577	p<0,05	540,5	p<0,05
	PM	475,5	p<0,05	455	p<0,05	387,5	p<0,05
	MCJ1	1158	p>0,05	874	p<0,01	670,5	p<0,01
	MCJ2	767	p<0,05	575	p<0,05	515,5	p<0,05
	MCJ3	185	p>0,05	269	p>0,05	145	p>0,05
PIR	FN	767	p<0,05	527	p<0,05	502	p<0,05
	AP	988,5	p>0,05	582,5	p<0,05	485,5	p<0,05
	PM	367	p<0,01	217,5	p<0,01	210	p<0,01
	MCJ1	953	p>0,05	471	p>0,05	567	p>0,05
	MCJ2	520	p<0,05	487	p<0,05	467,5	p<0,05
	MCJ3	245	p<0,05	174	p<0,05	144	p<0,05
MIR	FN	205	p<0,05	188	p<0,05	185,5	p<0,05
	AP	434	p<0,05	426	p<0,05	437	p<0,05
	PM	110,5	p<0,01	107	p<0,01	103	p<0,01
	MCJ1	315	p<0,05	256	p<0,05	235	p<0,05
	MCJ2	235	p<0,05	217	p<0,01	197,5	p<0,01
	MCJ3	187,5	p<0,05	174,5	p<0,01	167,5	p<0,01

VI	FN	735	p<0,05	675	p<0,05	653	p<0,05
	AP	1181,5	p>0,05	727	p>0,05	545	p>0,05
	PM	686	p<0,01	595	p<0,01	564	p<0,01
	MCJ1	874,5	p>0,05	346,5	p<0,05	316,5	p<0,05
	MCJ2	715	p<0,05	412	p<0,05	416	p<0,05
	MCJ3	665	p<0,05	507,5	p<0,05	512,5	p<0,05
NDVI	FN	777	p<0,05	664	p<0,05	618	p<0,05
	AP	1188	p>0,05	675	p>0,05	175	p>0,05
	PM	612,5	p<0,01	584	p<0,01	505	p<0,01
	MCJ1	850,5	p>0,05	354,5	p<0,05	464,5	p<0,05
	MCJ2	793	p<0,05	407	p<0,05	420	p<0,05
	MCJ3	628	p<0,05	488,5	p<0,05	473,5	p<0,05
MSI	FN	520	p>0,05	468	p<0,05	207,5	p<0,05
	AP	363	p<0,05	315	p<0,05	300,5	p<0,05
	PM	168	p<0,05	148	p<0,05	124	p<0,05
	MCJ1	287	p<0,05	246	p<0,05	212	p<0,05
	MCJ2	231,5	p<0,05	218	p<0,05	176,5	p<0,05
	MCJ3	158	p<0,05	148	p<0,05	145	p<0,05
II	FN	410,5	p>0,05	214,5	p<0,05	315,5	p<0,05
	AP	325	p<0,05	275	p<0,05	255	p<0,05
	PM	145,5	p<0,01	122	p<0,01	117	p<0,01
	MCJ1	312	p<0,05	301,5	p<0,05	285,5	p<0,05
	MCJ2	215,5	p<0,05	207,5	p<0,05	200,5	p<0,05
	MCJ3	167	p<0,05	151	p<0,01	147	p<0,01

Annexe 3. Tableau récapitulatif des classifications effectuées avec différents algorithmes et diverses combinaisons de bandes (image SPOT 5, 2010 ; Tori-Bossito, Département de l'Atlantique)

Groupes de teckeraies	Combinaisons de Bandes utilisées	Exactitude générale (%)	Coeff. Kappa	Précision du producteur (%)	Erreur de commission (%)	Erreur d'omission (%)
Maximum de vraisemblance						
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI	86,85	0,85	84,78	11,69	14,17
teck_P _{dbh}				88,89	10,97	10,78
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI	83,40	0,80	77,61	30,60	22,35
teck_P _{dbh}				79,64	28,19	20,36
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-MSI-II	85,28	0,82	75,15	31,70	24,85
teck_P _{dbh}				79,12	30,05	20,85
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II	75,60	0,71	81,70	31,15	18,25
teck_P _{dbh}				87,50	26,90	12,05
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR	84,76	0,82	80,10	24,90	19,90
teck_P _{dbh}				85,70	21,15	14,25
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-MSI	84,55	0,80	75,02	26,77	24,10
teck_P _{dbh}				77,24	24,89	18,25

teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-II			74,78	28,00	22,78
teck_P _{dbh}		83,89	0,80	75,23	25,15	20,14
teck_G _{dbh}	V-R-PIR			77,85	25,75	19,65
teck_P _{dbh}		80,10	0,78	80,07	22,35	14,96
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR			78,83	25,02	20,01
teck_P _{dbh}		81,20	0,79	81,38	22,05	13,65
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-NDVI			82,64	23,36	19,08
teck_P _{dbh}		81,52	0,80	83,72	20,89	13,75
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MSI			81,65	24,78	20,96
teck_P _{dbh}		81,31	0,80	82,18	22,21	15,12
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-II			79,67	23,45	21,67
teck_P _{dbh}		79,85	0,78	80,44	21,35	17,02
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-VI			80,12	20,65	19,87
teck_P _{dbh}		80,48	0,79	81,56	22,87	20,15
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-NDVI			83,05	22,62	18,56
teck_P _{dbh}		82,94	0,81	83,96	20,03	14,06
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-MSI			80,24	31,82	23,76
teck_P _{dbh}		81,80	0,81	81,89	29,88	23,12
teck_G _{dbh}	V-R-MIR			78,34	25,91	18,76
teck_P _{dbh}		80,82	0,79	81,89	22,02	15,21

teck_G _{dbh}	V-PIR-MIR			79,40	24,87	19,65
teck_P _{dbh}		80,87	0,79	80,96	21,63	15,07
teck_G _{dbh}	V-R-MIR-NDVI			82,77	22,12	18,43
teck_P _{dbh}		81,49	0,80	83,02	18,87	14,07
teck_G _{dbh}	V-R-MIR-MSI			81,44	24,31	21,01
teck_P _{dbh}		80,54	0,79	81,87	21,93	14,77
teck_G _{dbh}	V-PIR-MIR-NDVI			82,10	23,15	18,17
teck_P _{dbh}		81,92	0,80	81,97	21,07	14,23
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI-MSI-NDVI-II			81,88	28,75	20,92
teck_P _{dbh}		84,03	0,83	82,76	25,10	21,34
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI-MSI-NDVI			81,83	28,77	20,25
teck_P _{dbh}		83,84	0,83	82,85	24,45	21,15
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI-NDVI			81,88	25,85	19,15
teck_P _{dbh}		83,95	0,83	83,04	22,03	20,03
teck_G _{dbh}	VI-MSI-NDVI-II-MIR			72,49	27,28	18,20
teck_P _{dbh}		82,45	0,80	77,10	30,11	21,35
teck_G _{dbh}	VI-MSI-NDVI-II			82,10	30,10	16,88
teck_P _{dbh}		80,15	0,75	85,75	24,75	12,83
teck_G _{dbh}	PIR-MIR-MSI-II			82,04	30,66	17,53
teck_P _{dbh}		76,85	0,73	86,25	26,04	12,10

teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-NDVI-II			80,76	24,75	19,81
teck_P _{dbh}		82,13	0,80	81,04	23,40	15,01
teck_G _{dbh}	NDVI-MIR			73,77	27,51	25,25
teck_P _{dbh}		78,53	0,77	75,17	28,44	27,13
teck_G _{dbh}	NDVI-PIR-MIR			78,87	24,12	19,57
teck_P _{dbh}		81,65	0,80	81,22	20,37	16,23
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-VI-NDVI			83,12	0,82	81,23
teck_P _{dbh}				82,77	21,44	20,02
Distance de Mahalanobis						
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI-VI-MSI-II			80,05	44,44	19,92
teck_P _{dbh}		76,03	0,72	81,08	42,87	18,89
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI			78,65	45,94	21,15
teck_P _{dbh}		74,95	0,71	80,02	45,16	20,02
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II			73,83	47,20	26,15
teck_P _{dbh}		72,41	0,68	75,28	40,24	24,44
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-NDVI			79,24	44,81	21,20
teck_P _{dbh}		75,12	0,72	81,35	45,01	19,78
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR			76,12	46,15	22,08
teck_P _{dbh}		74,66	0,70	77,42	41,27	20,11
teck_G _{dbh}	VI-MSI-NDVI-II	71,08	0,68	74,12	48,06	25,03

		Distance Minimum		75,04	41,12	23,14
teck_P _{dbh}						
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR	75,28	0,70	72,04	43,20	27,96
teck_P _{dbh}				74,45	41,05	25,53
teck_G _{dbh}	MIR-MSI-II	74,62	0,68	68,01	44,76	31,89
teck_P _{dbh}				70,25	53,91	29,75
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-NDVI	74,04	0,68	67,94	43,02	32,05
teck_P _{dbh}				68,75	40,20	31,25
teck_G _{dbh}	V-R-PIR-MIR-VI-MSI-NDVI-II			65,19	42,87	33,12
teck_P _{dbh}		74,23	0,70	66,44	41,10	34,20
teck_G _{dbh}	R-PIR-MIR-VI			64,47	41,20	32,87
teck_P _{dbh}		74,02	0,70	66,22	41,12	33,12
teck_G _{dbh}	VI-MSI-NDVI-II			56,24	47,28	41,10
teck_P _{dbh}		67,10	0,62	55,27	49,43	43,15

Annexe 4: Références et résumés des publications non prises en compte dans le corps de cette thèse.**4.1. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences****Référence:**

Barima Y. S. S., Djibu J-P., Alongo S., Ndayishimiye J., Bomolo O., Kumba S., Lyongo L., Bamba I., Mama A., Toyi S.S.M., Kasongo E., Masharabu T., Visser M., & Bogaert J., 2011. In Daniels, J A (Ed.), *Advances in Environmental Research - Volume 7* (pp. 95-120). Nova Science Publishers.

Abstract

By means of a series of five case studies, possible drivers and consequences of deforestation are discussed. Three studies focus on the Katanga Province (Democratic Republic of the Congo). The potential threat of mining activities for the forest ecosystems in the province is assessed in a first study; these mining concessions could cover up to 75% of the provincial area. It is shown that more than 75% of the forests could disappear if all mining concessions are deforested. A second study in the Katanga Province focuses on two main *miombo* species, *Brachystegia boehmii* and *Julbernardia paniculata*, which are known to be important hosts of caterpillars of *Elaphrodes lactea*; both species are also preferred for charcoal production. A density decrease of both species has been observed, which corresponds to a type of selective deforestation in which the forest is gradually emptied of its most valuable trees, the tallest ones first. The third study investigated the potential impact of deforestation on Caesalpinioideae species, and more specifically on indicator species of this subfamily for the phytogeographic sectors of Ndjele (1988). Overlay of species distribution maps with the Ndjele (1988) classification, complemented with a habitat analysis of the indicator species, indicated that four out of five indicator species will be profoundly threatened by potential deforestation. A fourth case study, situated in the Oriental Province of the Democratic Republic of the Congo, linked soil condition, measured by the organic soil content which is known to determine soil fertility, to land cover. Data show that shifting agriculture, which creates mosaics of primary forest, cropland, fallow land and

secondary forest, reduces the organic carbon content of all anthropogenic soils, when compared to primary forest soils. A fifth case study analyses landscape dynamics in a forest-savannah transition zone in Ivory Coast. By means of a first-order Markov chain model which simulates land cover change between 1986 and 2050, it is shown that anthropogenic land covers will become the dominant patch types, likely due to a synergy of different forest degradation factors such as agricultural practices, forest fires, forest exploitation and anthropogenic pressure. All studies underline the (potential) ecological impact of deforestation on natural and semi-natural landscapes and their biodiversity, and this from a local scale up to the provincial level. Man's role in this type of landscape dynamics cannot be underestimated, since anthropogenic activities and demographic pressure are identified as the main causes of landscape transformation.

Keywords. Anthropogenic effects, Caesalpinioideae, deforestation, *Elaphrodes lactea* G., forest exploitation, forest-savannah transition zone, fragmentation, Katanga, landscape dynamics, landscape metrics, Markov chain, mining, *miombo* woodland, phytogeography, shifting agriculture, soil carbon.

4.2. Functioning of farm-grown timber value chains: lessons from the smallholder-produced teak (*Tectona grandis* L.f.) poles value chain in Southern Benin.

Référence:

Aoudji A.K.N., Adégbidi A., Agbo V., Atindogbé G., Toyi S.S.M., Yèvidé A.S.I., Ganglo J.C., Lebailly P., 2012. Forest Policy and Economics, doi: 10.1016/j.forpol.2011.10.004.

Abstract

The study examined the functioning of the smallholder-produced teak poles value chain in Southern Benin from an analytical perspective combining the governance structure, the institutional environment, and the distribution of consumer price among chain actors. The objective was to identify bottlenecks militating against improved functioning of the farm-grown timber value chains. A fieldwork was carried from August 2008 to September 2010, to identify the agents and the organisations involved in the

value chain. Data were collected on the functions performed, the costs borne and the income received by each category of agent, the marketing channels within the value chain, the interactions among agents, the consumption of the product, and the role of the organisations connected to the value chain. This was done by combining semi-structured interviews, focus group meetings, and structured interviews. In addition, data were collected on the institutional environment from both primary and secondary sources. The following agents were involved in the value chain: nurserymen, planters, local intermediaries, brokers, traders, and consumers. The forest service was the main governmental organisation involved in the functioning of the value chain. The governance structure in the value chain was driven by a mixture of government and the market. Various weaknesses were found in the forest policy, the forest regulation and their implementation. Planters' share of consumer price was lower than traders' return. The relevant policy options to address these issues were discussed.

Keywords: value chain; functioning; governance; institutional environment; smallholder forestry; timber.

Résumé

Fonctionnement des chaînes de valeur de bois de ferme : enseignements à partir de la chaîne de valeur des perches de teck au Sud-Bénin.

L'étude a analysé le fonctionnement de la chaîne de valeur des perches de teck au Sud-Bénin suivant un cadre analytique qui combine les structures de gouvernance, l'environnement institutionnel, et la répartition du prix du consommateur entre les agents de la chaîne. L'objectif était de mettre en lumière les goulots d'étranglement qui entravent le bon fonctionnement des chaînes de valeur du bois des plantations paysannes. Une enquête a été réalisée, entre août 2008 et septembre 2010, afin d'identifier les agents et les organisations impliqués dans la chaîne de valeur. Des données ont été collectées sur les fonctions remplies, les coûts supportés et les revenus reçus par chaque catégorie d'agent, les circuits de commercialisation dans la chaîne de valeur, les interactions entre agents, les formes de consommation du produit, et le rôle des organisations impliquées dans la chaîne de valeur. Ces données ont été collectées grâce à des interviews semi-structurées, des focus groupes, et des entretiens structurés. En outre, des données relatives à l'environnement institutionnel ont été rassemblées à partir de sources

primaires et secondaires. Les agents participant à la chaîne de valeur sont : les pépiniéristes, les planteurs, les intermédiaires locaux, les courtiers, les commerçants, et les consommateurs. L'administration forestière est la principale organisation gouvernementale impliquée dans le fonctionnement de la chaîne de valeur. La structure de gouvernance est caractérisée par le marché, ainsi qu'une forte influence du gouvernement sur la chaîne de valeur. Des faiblesses ont été observées dans la politique forestière, la législation forestière, et leur application. Les options de politiques pour résoudre les problèmes identifiés ont été discutées.

Mots clés : chaîne de valeur ; fonctionnement ; gouvernance ; environnement institutionnel ; foresterie paysanne ; bois.

4.3. Caractéristiques structurelles et écologiques des phytocénoses de sous-bois des plantations privées de teck du département de l'Atlantique (Sud-Bénin, Afrique de l'Ouest)

Référence

Yêvidé A.S.I., Ganglo J.C., Aoudji A.K.N., Toyi S.S.M., De Cannière C., De Foucault B., Devineau J.-L., Sinsin B., 2011. *Acta botanica gallica* 158 (2) : 263–283.

Résumé

Les caractéristiques structurelles et écologiques des plantations privées de teck du département de l'Atlantique au Sud du Bénin ont été étudiées par la phytosociologie synusiale intégrée en vue de contribuer à leur gestion durable. Pour étudier leurs caractéristiques dendrométriques, deux placettes temporaires de 1 are ont été implantées dans 150 plantations, à des endroits représentatifs des phytocénoses. Au sein de chaque placette, la circonférence à 1,3 m du sol des arbres et la hauteur totale de trois arbres moyens ont été mesurées. 99 synusies ont été identifiées, décrites et regroupées en 18 phytocénoses. Les caractéristiques écologiques ont été précisées.

Mots clés : Bénin - teckeraies - caractéristiques structurelles et écologiques - phytocénoses.

Abstract

Structural and ecological characteristics of private Teak plantations in the Atlantic Department, South Benin, were studied according to the synusiale approach of phytosociology in order to contribute to the sustainable management of the plantations. The study of dendrometric characteristics of Teak plantations was done by establishing two temporal plots, each of 1 are. In each plot, the stem girth of the trees and the total height of three mean trees were measured. A total of 99 vegetal synusias has been described, then combined into 18 phytocoenoses. Ecological characteristics are also studied.

Keywords: Benin - teak plantations - ecological and structural characteristics- phytocoenoses.

4.4. Spontaneous plant communities as a tool for forest site identification and characterization in Pahou forest reserve (South-Benin).

Référence:

A. K. N. Aoudji, A. S. I. Yêvidé, J. C. Ganglo, G. Atindogbé, S.S.M. Toyi, C. de Cannière, A. H. Azontondé, V. Adjakidjè, B. de Foucault, B. A. Sinsin. 2011. *Bois et Forêts des Tropiques*, **308** (2): 47–58.

Abstract

The study was carried out in the Pahou forest reserve in southern Benin as a contribution to sustainable management of this forest. Plant communities' assessment was made using the synusial approach to phytosociology. Soils were characterized according to their pedological profiles and physico-chemical properties. Silvicultural plantations parameters were studied using temporary sample plots of 300 m² each in representative sites of the forest. This study allowed to identify and to describe five phytocoenoses (plant communities). Two hundred and forty-seven (247) species were found in the undergrowth of *Acacia auriculiformis* plantations in Pahou forest belonging to two hundred and nine (209) genera and seventy-one (71) families. The mean annual increment in diameter and height of the plantations ranged from 1.2 to 3.1 cm/year and 1.4 to 4.2 m/year, respectively, indicating that acacias plantings of Pahou forest are among the most productive in West Africa. The relationships between ecological factors and productivity of the different

plant communities enabled to identify and map four forest types among which the most productive was represented by the *Barteria nigritana* – *Rauvolfia vomitoria* plant community, while the least productive is the biotope supporting *Axonopus compressus* – *Scleria depressa* plant community. Recommendations are given on the use of these phytosociological indicators as tools for sustainable forestry management.

Key Words: phytosociology, biodiversity, dendrometry, synusia, Benin.

CURRICULUM VITAE

Sêwanoudé Scholastique Mireille TOYI ALAGBE est née le 12 juin 1984 à Zinvié dans la Commune d'Abomey-calavi au Bénin. En 2001, elle obtint son baccalauréat, série "D". Cette même année, elle fut admise à l'Ecole polytechnique d'Abomey-Calavi (EPAC, ex-CPU) de l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin), Etablissement dans lequel elle fera quatre années d'études universitaires pour l'obtention du grade d'Ingénieurs des Travaux (DIT) en Aménagement et Protection de l'Environnement en 2005 avec la mention Très Bien avec Félicitations du Jury. Cette même année, elle fut admise à la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin), Etablissement dans lequel elle fera tout le reste de ses études universitaires jusqu'au Doctorat. En 2007, elle y obtint son diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées (DESS), option Aménagement et Gestion des Ressources Naturelles avec la mention Très Bien avec les Félicitations du Jury. Elle fut recrutée en 2007 dans le cadre du Projet Interuniversitaire Ciblé "Contribution au développement d'une filière de teck au départ des forêts privées du Sud-Bénin (Département Atlantique)", pour faire ses études de Doctorat, tout en contribuant à la réalisation des activités de recherche définies par ce projet. Elle a entamée sa thèse de Doctorat en se consacrant à l'analyse de l'impact de la diffusion du teck (*Tectona grandis* L.f.) sur la structure du paysage dans le Département de l'Atlantique au Sud-Bénin.

Articles publiés

- Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo Waya Mongo L., Bamba I., Mama A., Toyi S. M., & Laforteza, R., 2011. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In Li, C, Laforteza, R, & Chen, J (Eds.), *Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe* (pp. 273-296). Beijing, Heidelberg, China, Germany: HEP-Springer.
- Barima Y. S. S., Djibu J-P., Alongo S., Ndayishimiye J., Bomolo O., Kumba S., Lyongo L., Bamba I., Mama A., Toyi S. M., Kasongo E., Masharabu T., Visser M., & Bogaert J., 2011. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. In Daniels, J A (Ed.), *Advances in Environmental Research - Volume 7* (pp. 95-120). Nova Science Publishers.
- Aoudji A.K.N., Adégbidi A., Agbo V., Atindogbé G., Toyi S. M., Yêvidé A.S.I., Ganglo J.C., Lebailly P., 2012. Functioning of farm-grown timber value chains: lessons from the smallholder-produced teak (*Tectona grandis* L.f.) poles value chain in Southern Benin. *Forest Policy and Economics*, doi:10.1016/j.forpol.2011.10.004.
- Yêvidé A.S.I., Ganglo J.C., Aoudji A.K.N., Toyi S. M., De Cannière C., De Foucault B., Devineau J.-L., Sinsin B., 2011. Caractéristiques structurelles et écologiques des phytocénoses de sous-bois des plantations privées de teck du département de l'Atlantique (Sud-Bénin, Afrique de l'Ouest). *Acta botanica gallica* **158** (2) : 263–283.
- A. K. N. Aoudji, A. S. I. Yêvidé, J. C. Ganglo, G. Atindogbé, S. M. Toyi., C. de Cannière, A. H. Azontondé, V. Adjakidjè, B. de Foucault, B. A. Sinsin. 2011. Spontaneous plant communities as a tool for forest site identification and characterization in Pahou forest reserve (South-Benin). *Bois et Forêts des Tropiques*, **308** (2): 47–58.

Articles sous presse

Toyi S. M., Barima S. Y. S., Mama A., Andre M., Bastin J-F., De Cannière C., Sinsin B. & Bogaert J. Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic Department of southern Benin. *Tropicultura* (sous presse).

Toyi S.M., Bastin J-F., André M., De cannière C., Sinsin B. & Bogaert J. Influence de l'effet de lisière sur la productivité du teck (*Tectona grandis* L.f) : étude de cas des teckeraies privées du sud-Bénin. *Tropicultura* (sous presse).

Communications dans des conférences

Toyi S.M., Bogaert J. & Sinsin B. 2009. Etude de la structure spatiale des teckeraies privées au sud du Bénin. Communication orale, Colloque des Sciences, Cultures et Technologies de l'Université d'Abomey-Calavi, 2^{ème} édition. Abomey-Calavi, Bénin, 25-29 mai 2009.

Toyi S.M., Bastin J-F., Bogaert J. & Sinsin B. 2010. Évaluation de l'effet de lisière dans les teckeraies privées de la Commune de Zè (Département de l'Atlantique) au sud du Bénin. Communication orale, Journées Scientifiques Internationales de Lomé, 14^{ème} édition, Lomé, Togo, 25–29 octobre 2010.