

BURKINA FASO

Unité-Progrès-Justice

**MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR, DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE ET DE L'INNOVATION**

UNIVERSITÉ NAZI BONI (UNB)

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES NATURELLES ET AGRONOMIE



THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du
DOCTORAT UNIQUE EN DEVELOPPEMENT RURAL
OPTION : Systèmes de Production Forestière
SPECIALITE : Production Forestière
Par

Boalidioa TANKOANO

THEME

**Contribution de la télédétection et des Systèmes d'Informations Géographiques à
l'évaluation de l'impact des activités humaines sur la couverture végétale du Parc
National des Deux Balé (PNDB) à l'Ouest du Burkina Faso**

Soutenue publiquement le 25 novembre 2017 devant le jury composé de :

Président : Irénée SOMDA, Professeur titulaire, Université Nazi Boni, Bobo-Dioulasso, BF

Membres : Ali MAHAMANE, Professeur titulaire, Université Abdou Moumouni, Niamey, NIGER
Koffi Fernand KOUAME, Professeur titulaire, Université Félix Houphouët Boigny, RCI
N'dja Justin KASSI, Maître de Conférences, Université Félix Houphouët Boigny, RCI
Mipro HIEN, Maître de Conférences, Université Nazi BONI, Bobo-Dioulasso, BF

BURKINA FASO

Université Nazi BONI



**ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES
NATURELLES ET AGRONOMIE**

Laboratoire des Systèmes Naturels, Agrosystèmes
et de l'Ingénierie de l'Environnement
(Sy.N.A.I.E)

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

**Université Félix HOUPHOUËT BOIGNY
d'Abidjan Cocody**



**ÉCOLE DOCTORALE AFRICAINE DE
TÉLÉDÉTECTION**

Centre Universitaire de Recherche et d'Application
en Télédétection (CURAT)

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du

**TITRE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ NAZI BONI EN PRODUCTION FORESTIÈRE
ET DE L'UNIVERSITÉ FELIX HOUPHOUËT BOIGNY EN TÉLÉDÉTECTION ET SIG**

Par :

TANKOANO Boalidia

**CONTRIBUTION DE LA Télédétection et des Systèmes d'Informations
Géographiques à l'évaluation de l'impact des activités humaines sur la couverture
végétale : cas du Parc National des Deux Balé (PNDB) à l'Ouest du Burkina Faso**

SOUTENUE PUBLIQUEMENT LE 25 NOVEMBRE 2017 DEVANT LE JURY COMPOSÉ DE :

Président : Irénée SOMDA, Professeur titulaire, Université Nazi Boni, Bobo-Dioulasso

Membres : Ali MAHAMANE, Professeur titulaire, Université Abdou Moumouni, Niamey

Koffi Fernand KOUAME, Professeur titulaire, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan

N'dja Justin KASSI, Maître de Conférences, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan

Mipro HIEN, Maître de Conférences, Université Nazi BONI, Bobo-Dioulasso

DÉDICACE

«Les faits scientifiquement démontrés restent immuables mais leur explication varie avec les progrès de la connaissance. Les théories de Darwin et de Pasteur sont déjà dépassées. L'atome, jadis miracle de simplicité, est devenue miracle de complexité». Gustave Le Bon (1841-1931), les incertitudes de l'heure présente.

«La démarche scientifique représente un effort pour libérer de toute émotion la recherche et la connaissance». François Jacob, Le jeu des possibles (1981).

Je dédie cette thèse :

- *Au Seigneur Le Tout Puissant pour m'avoir assisté lors de cette formation et pour toujours ;*
- *À mes grands-parents: Moadi O'UOBA, Lamoudi O'UOBA, Laqaly Yoanbo COULIDIATY, Dieyabidi TANKOANO ;*
- *À mes parents : Boampoundi COULIDIATY et Augustin Koandioa TANKOANO ;*
- *À mes frères : Xavier, Azer Jonathan;*
- *À mes sœurs : Gabrielle Tapoa, Floriane Bamboado, Fati, Chantal.*

Pour leur amour, leur soutien, leur patience et leurs encouragements, qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde affection et reconnaissance. Ce travail est le fruit des sacrifices que vous avez consentis pour mon éducation et ma formation.

- *Au Docteur Mipro HIEN*

Pour avoir guidé nos premiers pas dans la recherche. Vos qualités scientifiques, pédagogiques et surtout humaines seront toujours pour nous un exemple à suivre. Veuillez croire en l'expression de notre grande admiration et notre profond respect.

AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS

Avant tout propos, Nous rendons grâce à Dieu Tout Puissant, qui dans sa grande bonté, et par son Esprit m'a donné le courage, la force, le moral et le soutien pour surmonter les nombreuses difficultés rencontrées dans la réalisation de ce travail jusqu'à son terme. Ce projet de thèse a été initié par le Laboratoire de Systèmes Naturels, Agro-systèmes et de l'Ingénierie de l'Environnement (Sy.N.A.I.E) de l'Université Nazi Boni (UNB) en collaboration avec le Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection (CURAT) de l'Université Félix Houphouët Boigny (UFHB). Il a bénéficié du financement de la Fondation Internationale pour la Science (International Foundation for Science) (IFS) à travers la bourse No D/5870-1. Il s'inscrit enfin dans le cadre du projet de mobilité universitaire HAAGRIM (Harmonisation et Amélioration des programmes de master et de doctorat en Agribusiness par la mobilité entre l'Afrique de l'Ouest, de l'Est et du Centre, pour un développement socio-économique durable) financé par l'Union Européenne. Dans le cadre de ce projet de mobilité, nous avons bénéficié d'une bourse de mobilité de 18 mois à l'Université Félix Houphouët Boigny (UFHB).

Ce document de thèse est le résultat de la contribution de plusieurs personnes. Nous adressons nos vifs remerciements :

- au Professeur Georges Anicet OUEDRAOGO, Président de l'Université Nazi Boni (UNB) et au Professeur Abou KARAMOKO, Président de l'Université Félix Houphouët Boigny (UFHB) pour les différentes formalités qu'ils ont facilitées dans le cadre de cette coopération de recherche sud-sud ;
- au Professeur Kouadio AFFIAN, Vice-Président chargé de la Pédagogie de l'Université Félix Houphouët-Boigny (UFHB) pour son entière implication dans la formation des étudiants. Nous lui réitérons nos sincères remerciements pour avoir accepté d'être mon Directeur de mémoire de Master 2 que j'ai préparé au CURAT ;
- au Professeur Adrien Marie Gaston BELEM, Directeur de l'École Doctorale des Sciences Naturelles et Agronomie de l'UNB et Docteur Bernard BACYE, Directeur de l'Institut du Développement Rural (IDR) pour les différentes formalités qu'ils ont facilitées ;
- au Professeur Nagnin SORO, Doyen de l'UFR/STRM (Sciences de la Terre et des Ressources Minières), au Professeur Kouamé AKA, Directeur Scientifique de l'UFR/STRM et au Professeur Mahaman Bachir SALEY, Vice-Directeur chargé de la

pédagogie du CURAT pour la formation de qualité que nous avons reçue au sein de leur institution ;

- au Professeur Paul Essétchi KOUAMELAN, Doyen de l'UFR-Biosciences, au Docteur Mamadou CHERIF et les membres de l'équipe HAAGRIM à l'UFHB pour la formation de qualité, l'hospitalité dont nous avons bénéficié depuis notre arrivée en République de Côte d'Ivoire. Que Dieu protège chacun de vous ;
- au Docteur Mipro HIEN, Coordonateur National du BTS, notre Directeur de thèse à l'UNB, enseignant-chercheur, Maître de Conférences en Biologie et Écologie Végétales à l'IDR (Institut du Développement Rural), qui nous a fait confiance et en nous donnant l'opportunité de faire cette thèse. Il a également proposé ce thème de recherche puis a suivi les travaux depuis le début. Il a été et est aujourd'hui pour nous, aussi bien un maître scientifique que social. Malgré ses occupations, il a fait preuve d'une grande disponibilité et a été d'un grand apport pour la réalisation effective de ce travail. Ses conseils, ses orientations ainsi que son soutien moral, matériel et scientifique nous ont permis de mener à bien cette thèse et dans les conditions les meilleures. Qu'il trouve à travers ces lignes l'expression de notre profonde gratitude pour la confiance et le soutien depuis notre arrivée à l'IDR ;
- au Professeur Koffi Fernand KOUAMÉ, Directeur du CURAT, Directeur de la Gestion et de la Protection des ressources en eaux au Ministère des Eaux et Forêts de Côte d'Ivoire et Directeur chargé de la pédagogie de l'Université Virtuelle de Côte d'Ivoire (UVCI), qui a accepté de co-diriger cette thèse. Malgré, ses multiples responsabilités, il a accepté de diriger ce travail, nous accordant ainsi le privilège de bénéficier de ses conseils, de ses remarques, de son analyse critique et de sa rigueur scientifique. Nous profitons de cette occasion pour lui témoigner toute notre gratitude pour tout ce qu'il a fait pour nous depuis notre inscription en Master 2 au CURAT ;
- au Docteur Hyppolite N'Da DIBI, enseignant-chercheur à l'UFR-Biosciences et au CURAT de l'UFHB, notre tuteur qui, malgré ses occupations, s'est montré disponible, nous a aidés tout au long de cette thèse. En plus, ses conseils et ses orientations nous ont permis de mener à bien ce travail. Il a été d'un apport inestimable dans la qualité scientifique de ce document. Il a accepté d'effectuer le déplacement au Burkina Faso pour nous assister sur le terrain. Sa simplicité, son humilité et sa gentillesse font de lui un modèle à suivre dans le domaine de la recherche scientifique. Pour son

encadrement exemplaire, qu'il trouve à travers ces lignes l'expression de notre gratitude ;

Nos sincères remerciements:

- au Professeur Irénée SOMDA pour tout ce qu'il a fait pour nous depuis le cycle ingénieur jusqu'à l'aboutissement de cette thèse. Que Dieu le garde afin qu'il continue de prodiguer ses conseils très utiles et d'assurer l'encadrement de la relève ;
- aux Docteurs Paulin OUOBA, Jérôme T. YAMEOGO, Martin KARLSON, Valère-Carin JOFACK-SOKENG, Albert S. KABORE, Lucette Y. AKPA, Inoussa COMPAORE, Fernand SANKARA et Zézouma SANON, pour vos soutiens inestimables ayant permis l'aboutissement de cette thèse. Ce document est aussi le vôtre ;
- à tout le corps professoral de l'Institut du Développement Rural (IDR) et du Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection (CURAT)/ École Doctorale Africaine de Télédétection (EDAT), pour la qualité de la formation reçue.

Nos remerciements vont également :

- au Responsable de l'Unité de Protection et de Conservation du Parc national des Deux Balé et tout son personnel, pour leur accueil chaleureux et l'appui inestimable lors des missions de terrain ;
- à tous les étudiants du CURAT, de Biosciences surtout ceux du Laboratoire d'Hydrobiologie pour leur hospitalité ;
- à nos amis Débora W. GUIENGUERE, Abdoulazize SANDWIDI, Ganta BOUGMA, Dominique OUEDRAOGO, Rokyatou SISSAO, Franck Abdoulaziz BAMBARA, Boukary SEBRE, Abou YAMEOGO, Kadiatou DIALLO, Olivier DA, Christ Davy COMPAORE, Dramane OUEDRAOGO, Jonas METUOR, Souleymane OUATTARA, Blandine COULIDIATY, Rachelle Madina PALE, pour leur soutien.

Que toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration de ce document, soient remerciées !

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	i
AVANT PROPOS ET REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES PHOTOS	xii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xiii
RÉSUMÉ.....	xv
ABSTRACT	xvi
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
PRÉMIÈRE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
CHAPITRE 1.SYNTÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA ZONE D'ÉTUDE	6
1.1. Milieu physique.....	6
1.1.1. Localisation du Parc national des Deux Balé.....	6
1.1.2. Historique du Parc national des Deux Balé.....	6
1.1.3. Données géologiques et pédologiques	7
1.1.4. Climat et réseau hydrographique.....	9
1.1.4.1. Climat.....	9
1.1.4.2. Réseau hydrographique	10
1.2. Milieu biologique	11
1.2.1. Végétation du Parc national des Deux Balé.....	11
1.2.2. Faune	12
1.2.3. Population et activités socio-économiques	13
1.2.3.1. Population.....	13
1.2.3.2. Principales activités socio-économiques.....	14
1.2.3.2.1. Agriculture	14
1.2.3.2.2. Elevage	14
1.2.3.2.3. Autres activités	15
CHAPITRE 2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA TÉLÉDÉTECTION, LES SIG ET L'AMÉNAGEMENT FORESTIER.....	16

2.1. Définition des concepts clefs de l'étude.....	16
2.1.1. Télédétection	16
2.1.2. Systèmes d'Information Géographique (SIG).....	16
2.1.3. Concept de l'aménagement forestier.....	16
2.1.4. Aire protégée	16
2.1.5. Déforestation	16
2.1.6. Écologie du paysage.....	17
2.2. Principes et processus de la télédétection.....	17
2.3. Modes de représentation d'un SIG	18
2.4. Choix et caractéristiques des images Landsat utilisées	19
2.5. Aménagement forestier et gestion durable.....	19
2.5.1. Historique de l'aménagement forestier et gestion durable.....	19
2.5.2. Cadre juridique et institutionnel de l'aménagement des forêts au Burkina Faso...	20
2.5.3. Différents types d'aménagement au Burkina Faso	21
2.6. Catégories d'aires protégées.....	22
2.7. Techniques de traitement d'images.....	23
2.7.1. Prétraitements.....	23
2.7.2. Méthodes de classification d'images satellitaires	23
2.8. Contribution de la télédétection à l'étude de la dynamique végétale des aires protégées	24
2.9. Quelques indices de structure spatiale du paysage.....	24
2.10. Différences entre les modèles déterministes et les modèles stochastiques	25
DEUXIÈME PARTIE : ÉTUDE DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LE COUVERT VÉGÉTAL DU PARC NATIONAL DES DEUX BALE.....	27
CHAPITRE 3. CARTOGRAPHIE DE LA DYNAMIQUE DU COUVERT VÉGÉTAL DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ À L'OUEST DU BURKINA FASO.....	28
Introduction	28
3.1. Matériel et méthodes	29
3.1.1. Matériel	29
3.1.2. Méthodes	29

3.1.2.1. Traitements numériques des images satellitaires	29
3.1.2.1.1. Prétraitements: corrections atmosphérique et radiométrique	29
3.1.2.1.2. Extraction de la zone d'étude	30
3.1.2.1.3. Amélioration d'images et extraction d'informations	31
3.1.2.1.4. Classification par la méthode de maximum de vraisemblance	31
3.1.2.1.5. Vérification de la qualité de la classification	31
3.1.2.2. Traitements post-classification.....	32
3.1.2.3. Évaluation de la dynamique végétale.....	32
3.2. Résultats et Discussion.....	32
3.2.1. Résultats	32
3.2.1.1. Qualité des images obtenues après prétraitements.....	32
3.2.1.2. Types de formations végétales rencontrés dans le PNDB.....	33
3.2.1.3. Validation de la classification	36
3.2.1.4. États de l'occupation du sol en 1986, 2010 et en 2016.....	37
3.2.1.5. Dynamique de la végétation du Parc national des Deux Balé.....	40
3.3. Discussion	41
3.3.1. Description de la végétation et traitements d'images.....	41
3.3.2. Dynamique de la végétation et facteurs explicatifs.....	41
Conclusion partielle.....	43
CHAPITRE 4. ANALYSE DE LA STRUCTURE SPATIO-TEMPORELLE DU PAYSAGE DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ	44
Introduction	44
4.1. Matériel et méthodes	45
4.1.1. Matériel	45
4.1.2. Méthodes	45
4.1.2.1. Détermination des changements de l'occupation du sol du PNDB.....	45
4.1.2.2. Calcul des indices de structure spatiale des taches des classes d'occupation du sol	46
4.1.2.3. Choix des indices de structures spatiales	49
4.2. Résultats et Discussion.....	49
4.2.1. Résultats	49
4.2.1.1. Changements intervenus dans la composition du paysage du PNDB.....	49
4.2.1.2. Dynamique de la structure spatiale du paysage du PNDB.....	50
4.2.2. Discussion	52
4.2.2.1. Changements observés dans le paysage du PNDB	52

4.2.2.2. Dynamique structurale du paysage du PNDB.....	53
Conclusion partielle.....	54
CHAPITRE 5. COMPOSITION FLORISTIQUE, DIVERSITÉ, STRUCTURE DE LA VÉGÉTATION LIGNEUSE DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ.....	55
Introduction.....	55
5.1. Matériel et méthodes.....	56
5.1.1. Matériel.....	56
5.1.2. Méthodes.....	56
5.1.2.1. Collecte des données floristiques.....	56
5.1.2.2. Identification des groupements végétaux et espèces caractéristiques.....	57
5.1.2.3. Analyse de la diversité des groupements végétaux.....	60
5.1.2.4. Paramètres de structure des groupements végétaux.....	61
5.2. Résultats et Discussion.....	62
5.2.1. Résultats.....	62
5.2.1.1. Composition floristique ligneuse du PNDB.....	62
5.2.1.2. Groupements végétaux et leurs espèces indicatrices.....	63
5.2.1.3. Diversité des groupements végétaux.....	65
5.2.1.4. Caractéristiques structurales des groupements végétaux.....	67
5.3. Discussion.....	69
5.3.1. Richesse de la flore ligneuse du Parc national des Deux Balé.....	69
5.3.2. Diversité des groupements végétaux du Parc national des Deux Balé.....	70
5.3.3. Structure des groupements végétaux du Parc national des deux Balé.....	71
Conclusion partielle.....	72
CHAPITRE 6. MODÉLISATION DE LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ.....	73
Introduction.....	73
6.1. Matériel et méthodes.....	74
6.1.1. Matériel.....	74
6.1.2. Méthodes.....	75
6.1.2.1. Calibration du modèle.....	75
6.1.2.2. Simulation de l'occupation du sol du PNDB.....	80
6.1.2.3. Validation du modèle Land Change Modeler (LCM).....	80
6.2. Résultats et Discussion.....	81
6.2.1. Résultats.....	81

6.2.1.1. Relation entre les mutations observées entre 1986-2010 et les variables explicatives.....	81
6.2.1.2. Courbe d'erreurs du réseau de neurones Multi-Layer Perceptron (MLP).....	82
6.2.1.3. Validation du modèle Land Change Modeler (LCM).....	83
6.2.1.3.1. Comparaison visuelle de la simulation avec l'image de référence	83
6.2.1.3.2. Validation statistique du modèle LCM	84
6.2.1.4. États de l'occupation du sol en 2016: simulation et réalité.....	85
6.2.1.5. Niveau de vulnérabilité des classes d'occupation du sol à l'anthropisation ...	86
6.2.1.6. Dynamique de l'occupation du sol entre 2016 et 2025	86
6.2.2. Discussion	88
6.2.2.1. Choix des variables explicatives	88
6.2.2.2. Validation du modèle LCM.....	88
6.2.2.3. Modélisation de la dynamique du couvert végétal.....	89
6.2.2.4. Limites et intérêts du modèle LCM.....	89
Conclusion partielle.....	90
CONCLUSION GÉNÉRALE, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS.....	91
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	93
ANNEXES	I
Liste des publications tirées de la thèse	I
Autres publications du doctorant.....	I
Annexe 1 : Fiche relevés phytosociologiques	II
Annexe 2: Fiche de relevés dendrométriques.....	II
Annexe 3. Tableau XX. Liste des espèces ligneuses inventoriées dans le PNDB (1/4)	III

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation du Parc national des Deux Balé du Burkina Faso	6
Figure 2. Carte des différents types de sols du PNDB (Coziadom, 2009).....	9
Figure 3. Variation de la hauteur de pluie de 1979-2008 (Source : Service météorologique de Boromo)	10
Figure 4. Réseau hydrographique du Parc national des Deux Balé	11
Figure 5. Territoires phytogéographiques du Burkina Faso selon Fontès et Guinko (1995)	12
Figure 6. Illustration du processus de télédétection (CCCOT, 2016)	17
Figure 7. Images en compositions colorées 5-4-3 de 2016 sans prétraitements (A) et avec prétraitements (B).....	33
Figure 8. Carte d'occupation du sol du PNDB en 1986.....	38
Figure 9. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2010.....	39
Figure 10. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2016.....	39
Figure 11. Répartition des familles représentatives du PNDB.....	62
Figure 12. Dendrogramme de classification de 154 relevés de la végétation ligneuse du PNDB	64
Figure 13. Structures diamétriques des 13 groupements végétaux identifiés	68
Figure 14. Densité de tiges et surface terrière de chaque groupement végétal	69
Figure 15. Distance des zones de mutations au réseau routier.....	78
Figure 16. Distance des zones de mutations au réseau hydrographique	78
Figure 17. Distance des zones de mutations aux villages riverains et postes de surveillance .	79
Figure 18. Distance des zones de mutations aux limites artificielles et naturelles du Parc	79
Figure 19. Courbe d'erreur de l'apprentissage du réseau de neurones MLP	82
Figure 20. Carte d'occupation du sol de référence du PNDB en 2016	83
Figure 21. Carte d'occupation du sol simulée du PNDB en 2016	84
Figure 22. Evolution des superficies entre la carte simulée et celle de référence en 2016	85
Figure 23. Carte de vulnérabilité des types d'occupation du sol simulé en 2016	86
Figure 24. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2025	87
Figure 25. Évolution de l'occupation du sol du PNDB entre 2016 et 2025.....	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Evolution de la population des localités riveraines du PNDB	14
Tableau II. Caractéristiques des images (TM, ETM+ et OLI) Landsat	19
Tableau III. Catégories des aires protégées selon l’UICN (source : Dudley, 2008)	22
Tableau IV : Matrice de confusion de la classification de 1986	36
Tableau V. Matrice de confusion de la classification de 2010.....	37
Tableau VI. Matrice de confusion de la classification de 2016	37
Tableau VII. Évolution des classes d’occupation du sol entre 1986-2010 et entre 2010-2016	40
Tableau VIII. Matrice de transition des classes d’occupation du sol dans le PNDB.....	50
Tableau IX. Indices de structures spatiales des classes d’occupation du sol en 1986 et 2016 du Parc national des Deux Balé.....	52
Tableau X. Transformation de l’échelle de Braun-Blanquet en échelle de Van der Maarel ...	58
Tableau XI. Exemple de tableau qui sera soumis à l’analyse dans Indicator Species Analysis	58
Tableau XII. Espèces indicatrices retenues pour nommer les 13 groupements végétaux.....	65
Tableau XIII. Ressemblance floristique entre groupements végétaux : coefficient de similitude	66
Tableau XIV. Comparaison des indices de diversité et d’Équitabilité des groupements végétaux du PNDB.....	67
Tableau XV. Mesure des erreurs et des exactitudes.....	81
Tableau XVI. Relation entre les mutations observées entre 1986-2010 et les variables	82
Tableau XVII. Matrice de contingence entre les changements observés et les changements prédits	85

LISTE DES PHOTOS

Photo 1. Végétation de la formation ripicole à l'intérieur du Parc.	33
Photo 2. Végétation de la Savane arborée à l'intérieur du Parc	34
Photo 3. Végétation de la Savane arbustive dense à l'intérieur du Parc	34
Photo 4. Végétation de la Savane arbustive claire à l'intérieur du Parc	35
Photo 5. Zones anthropisées, champ de coton à l'intérieur du Parc (A); champ de maïs à sa périphérie (B).	35
Photo 6. Sol nu à l'intérieur du Parc.	36

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AOF	: Afrique Occidentale Française
BDOT	: Base de Données d'Occupation des Terres
CCCOT	: Centre Canadien de Cartographie et d'Observation de la Terre
CHP	: Circonférence à Hauteur de Poitrine
CMAP	: Commission Mondiale des Aires Protégées
CURAT	: Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection
DHP	: Diamètre à Hauteur de Poitrine
DIFOR	: Direction des Forêts
EDAT	: École Doctorale Africaine de Télédétection
ERTS	: Earth Resources Technological Satellite
ESA	: European Spatial Agency
ETM+	: Enhanced Thematic Mapper Plus
FAO	: Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
FLAASH	: Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes
GVC	: Gestion Villageoise de Chasse
HAAGRIM	: Harmonisation et Amélioration des programmes de master et de doctorat en Agribusiness par la mobilité entre l'Afrique de l'Ouest, de l'Est et du Centre, pour un développement socio-économique durable
IDR	: Institut du Développement Rural
IFN	: Inventaire Forestier National
IFS	: International Foundation for Science
IGB	: Institut Géographique du Burkina
IGN-FI	: Institut Géographique National-France International
INSD	: Institut National de Statistiques et de la Démographie
ISA	: Indicator Species Analysis
IUCN	: Union Internationale pour la Conservation de la Nature
LCM	: Land Change Modeler
LIDAR	: Light Detection And Ranging
MAHRH	: Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques
MEDD	: Ministère de l'Environnement et du Développement Durable

MET	: Ministère de l'Environnement et du Tourisme
MLP	: Multi-Layer Perceptron
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
OCS	: Occupation du Sol
OFINAP	: Office National des Aires Protégées
OLI	: Operational Land Imager
PFNL	: Produits Forestiers Non-Ligneux
PIF	: Programme d'Investissement Forestier
PNAF	: Programme National d'Aménagement des Forêts
PNDB	: Parc National des Deux Balé
PNGT 2	: Deuxième Programme National de Gestion des Terroirs
PNUD	: Programme des Nations Unies pour le Développement
QUAC	: Quick Atmospheric Correction
SP-CONAGESE	: Secrétariat Permanent du Conseil National pour la Gestion de l'Environnement
SP-CONEDD	: Secrétariat Permanent de la Convention Nationale de l'Environnement et du Développement Durable
SPOT	: Satellites Pour l'Observation de la Terre
SyNAIE	: Laboratoire des Systèmes Naturels, Agro-systèmes et de l'Ingénierie de l'Environnement
TM	: Thematic Mapper
TOD	: Textes d'Orientation de la Décentralisation
TVC	: Terres Villageoises de Chasse
UCF	: Unité de Conservation de la Faune
UFHB	: Université Félix Houphouët Boigny
UGAP	: Unité de Gestion de l'Aire Protégée
UNB	: Université Nazi Boni
USGS	: United State Geological Survey
UVCI	: Université Virtuelle de Côte d'Ivoire

RÉSUMÉ

Le Parc national des Deux Balé est à cheval sur les provinces des Balé et du Tuy (relevant respectivement des régions de la Boucle du Mouhoun et des Hauts-Bassins). Il s'étend entre 11°25' et 11°36' de latitude Nord et entre 2°45' et 3°12' de longitude Ouest, avec une superficie de 80 600 ha. Le Parc national des Deux Balé est sous l'effet des pressions anthropiques dans un contexte de changements climatiques. Ainsi, plusieurs hectares de forêts disparaissent chaque année, entraînant par conséquent la perte de la biodiversité tant végétale qu'animale de cette aire protégée. Cette étude a été initiée pour mettre à la disposition des gestionnaires et des décideurs politiques, des données utiles à la gestion durable. L'objectif principal est de contribuer à l'aménagement et à la gestion durable du Parc national des Deux Balé. Plus spécifiquement, l'étude se propose de cartographier la couverture végétale dudit Parc, d'évaluer sa dynamique, de faire l'inventaire de la flore, d'étudier la structure de son paysage et d'élaborer la carte de prospection de la vulnérabilité du Parc à l'anthropisation. Dans le cadre de ces travaux, les images satellitaires Landsat (OLI de 2016, ETM+ de 2010 et TM de 1986) et la méthode de classification par le maximum de vraisemblance ont été utilisées. Pour l'étude de la dynamique de la structure spatiale du paysage du Parc, nous avons fait recours aux indices de structure spatiale et pour l'analyse prospective de la dynamique végétale, le modèle Land Change Modeler implémenté dans Idrisi Selva 17 a été utilisé. Au total, 154 relevés de végétation ont été réalisés, afin d'améliorer les connaissances sur la composition, la diversité et la structure floristiques. Les traitements numériques d'images satellitaires ont permis d'obtenir les cartes d'occupation du Parc pour les années 2016, 2010 et 1986. Les superficies des zones anthropisées sont passées de 1331ha à 4847 ha en 30 ans (1986-2016). Les défrichements agricoles constituent la principale cause de la déforestation dans le Parc. Les calculs d'indices de structure spatiale montrent aussi une dégradation des écosystèmes du Parc. Les résultats montrent que le Parc a une flore diversifiée et riche de 109 espèces ligneuses. Ainsi, l'analyse prospective révèle que les formations végétales situées dans la partie sud du Parc sont les plus exposées à une dégradation prochaine compte tenu des pressions anthropiques particulièrement fortes et le manque de surveillance dans cette zone.

Mots-clés: Télédétection, Aménagement forestier, Déforestation, Pression anthropique, Diversité floristique

ABSTRACT

Deux Balé National Park is under the influence of anthropogenic pressures in the context of climate change. Thus, several hectares of forests disappear each year in this Park. This deforestation leads to the loss of both plant and animal biodiversity. This study was initiated to provide managers and policy makers with relevant data for sustainable management. The aim is to contribute to the improvement of knowledge on flora and vegetation dynamics in the Deux Balé National Park. Specifically, the study intends to map the vegetation cover of the park, evaluate its dynamics, make an inventory of the flora, study the structural dynamics of its landscape and develop the prospecting map of its vulnerability to anthropization. In this work, the Landsat satellite imagery (OLI of 2016, ETM + of 2010 and TM of 1986) and the maximum likelihood classification method were used. For the study of structural dynamics, spatial structure indices are used. A total of 154 vegetation surveys were done. For the prospective analysis of plant dynamics, the Land Change Modeler model implemented in Idrisi Selva 17 was used for this purpose. Results show that the park has a diverse and rich flora of 109 woody species. Digital satellite image processing enabled the mapping of the park cover for the years 2016; 2010 and 1986. The anthropized zones have increased from 1331ha to 4847 ha, during 30 years (1986-2016). Agricultural clearing is the main cause of deforestation in the Park. Vegetation formations in the southern part of the park are most vulnerable to further deterioration due to the particularly high anthropogenic pressures and lack of monitoring in that area.

Keywords : Remote sensing, Forest management, Deforestation, Anthropogenic pressure, floristic diversity

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les forêts sont et resteront un bien commun universel et une source de nombreux biens et services pour l'homme. Elles constituent le socle de la conservation de la biodiversité et conditionnent la présence des espèces animales et végétales (Tabopda et Huynh, 2009). Elles produisent également des biens dont certains ont une valeur marchande comme le bois, les produits pharmaceutiques, etc. Au Burkina Faso, une grande partie de l'alimentation des populations rurales est assurée par les produits forestiers non ligneux (PFNL) tels que les fruits, les feuilles, la sève, les champignons comestibles, les insectes comestibles, le miel, les plantes médicinales, etc. (FAO, 2013). Ainsi, les forêts rendent un grand nombre de services tels que la régulation du climat (pluies et stockage de CO₂), l'approvisionnement en matières premières, les services de support et les services culturels. En dépit de leur importance, la forte pression humaine sur les ressources forestières constitue une menace pour la pérennisation des biens et services qu'elles fournissent.

Au Burkina Faso, la création des aires protégées a été entreprise par l'administration française durant la période d'occupation coloniale qui a duré de 1895 à 1960 (Kiéma, 2007). Les objectifs de la création de l'ensemble des réserves forestières du «domaine forestier» tels que définis par l'administration coloniale en 1933 sont : empêcher une trop grande déforestation du pays, créer un vaste domaine classé, conserver et améliorer ce domaine et constituer des barrières climatiques végétales (Kiéma, 2007). De nos jours, ce domaine classé de l'État sert de site de conservation de la biodiversité (Ouoba, 2006 ; Kiema, 2007 ; Nacoulma, 2012 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015) et de réservoirs de biens et services pour les populations locales. Toutefois, en Afrique subsaharienne, les pratiques agricoles inappropriées contribuent à la déforestation et à la dégradation des terres. En effet, le fort taux d'accroissement démographique et la pratique de l'agriculture extensive sur brûlis entraînent une demande de plus en plus accrue en terres agricoles et une surexploitation des terres cultivées (Diallo *et al.*, 2011 ; Tankoano *et al.*, 2015). Environ 85% de la population Burkinabé vit de l'agriculture. Chaque année, plusieurs hectares de forêts et de savanes y disparaissent, du fait des activités anthropiques. Entre 1990 et 2010, sous les effets combinés de la pression anthropique et des changements climatiques, le pays a perdu 1 198 000 ha de forêts, soit 17,5% de son couvert forestier (FAO, 2010).

L'ampleur de la pression exercée sur les ressources forestières s'illustre par le fait que les fronts agricoles n'épargnent aucune formation végétale qu'elle soit protégée (aire protégée)

ou non. Cette pression foncière a, de toute évidence, des répercussions négatives sur les forêts et les biens et services éco-systémiques qu'elles procurent. Ainsi, la transformation du milieu qui s'en suit risque de dégrader irrémédiablement le stock de ressources naturelles dont dépendent les populations rurales. Quoi qu'il en soit, la combinaison de tous ces facteurs entraîne des changements dans l'occupation du sol et la modification du paysage (Touré, 2010). Cette modification du paysage entraîne le dysfonctionnement des écosystèmes forestiers et la perte de la biodiversité (Bamba *et al.*, 2008) qui se retrouve confinée pour l'essentiel dans les aires protégées au Burkina Faso et pour la plupart des pays ouest africains. Malheureusement, ces aires protégées subissent une pression anthropique de plus en plus exacerbée. En effet, la Direction des Forêts estime que 60% des aires du domaine classé sont occupées par des exploitations agricoles, des hameaux de cultures et mêmes des villages dotés d'infrastructures socio-économiques (DIFOR, 2007). Les occupants de ces aires y pratiquent les feux de brousse, la coupe illégale du bois, le surpâturage et la carbonisation (DIFOR, 2007). Ces activités humaines ont déjà été signalées par plusieurs auteurs comme les formes dominantes de perturbations de la structure et de la physionomie de la végétation au sein des aires protégées (Hien *et al.*, 2002 ; Tabopda *et al.*, 2005 ; Koné *et al.*, 2007 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2016). Le Parc national des Deux Balé (PNDB), à l'instar des autres aires protégées du pays n'échappe pas aux agressions d'origine anthropique. Cette aire, créée en 1988 avec une superficie de 80 600 ha, résulte de la fusion des deux forêts classées que sont Deux Balé et Dibon. Ainsi, il est nécessaire de mener la réflexion sur un plan d'aménagement pouvant concilier les besoins croissants des populations locales, la conservation de la biodiversité et la protection des forêts pour assurer une stabilité climatique. En effet, ces aires protégées jouent un rôle important dans la régulation du climat et leur conservation contribuerait à réduire les émissions de gaz à effet de serre (Mbow, 2009). Pour cet auteur, le potentiel de séquestration des forêts dépend en grande partie des efforts de conservation qui nécessitent des formes d'aménagement appropriées permettant un renouvellement perpétuel des écosystèmes. Il existe plusieurs outils d'aménagement et de gestion des ressources naturelles. De nos jours, la télédétection et les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) fournissent des informations plus précises et complètes sur l'évolution des aires protégées, qui sont nécessaires à la mise en place de stratégies d'aménagement et de gestion durable de ces aires. Ainsi, plusieurs études ont montré que ces technologies spatiales sont incontournables pour la réussite des plans d'aménagement et de gestion des aires protégées (Tsayem Demaze *et al.*, 2002 ; Tabopda *et al.*, 2006 ; 2007; N'Da *et al.*, 2008a ; Mbow, 2009 ; Tsayem Demaze, 2010 ; Toko *et al.*, 2012).

Malgré la dégradation des ressources forestières et la modification des paysages dans le Parc national des Deux Balé, les informations précises et disponibles sur la cartographie de la dynamique de la végétation, la diversité floristique, les transformations du paysage et l'avenir de cette aire protégée sont rares. Cette étude vise donc à combler cette lacune par le recours à la télédétection et aux systèmes d'informations géographiques pour évaluer l'impact des activités humaines sur les écosystèmes forestiers dudit Parc entre 1986, 2010 et 2016. Le choix de ces trois dates s'explique par le fait que nous voudrions savoir si le statut de Parc donné aux deux forêts (Deux Balé et Dibon) a eu un effet positif en matière de protection. Le choix de 2016 est de voir si les efforts d'aménagement entrepris par l'Office Nationale des Aires Protégées (OFINAP) et ses partenaires depuis 2009, ont contribué à une meilleure protection du PNDB. Enfin, l'image de 2010 servira à appréhender les changements intermédiaires qui se sont opérés entre 1986 et 2016. Une meilleure connaissance des ressources forestières pourrait conduire à une exploitation rationnelle des ressources naturelles par les populations locales.

L'anthropisation des aires protégées est au cœur de cette étude. A l'étape actuelle des connaissances sur ce phénomène, les questions ci-dessous demeurent sans réponses ;

1. Quel est le niveau d'anthropisation du PNDB malgré son statut ?
2. Quelles mutations se sont opérées dans cette aire protégée au cours des trois dernières décennies ?
3. Quel est l'état des lieux en termes de structure de végétation et de diversité floristique sous l'effet des activités humaines ?
4. L'avenir de la végétation du Parc est-il menacé ?

Il est donc opportun d'étudier de façon approfondie ces pressions anthropiques sur le Parc pour proposer des stratégies adaptées de préservation ou de gestion durable dudit Parc.

Cette thèse a pour objectif principal de mettre à la disposition des gestionnaires des aires protégées, des données de base fiables et actualisées pour aménager et gérer durablement cette aire protégée. Cet objectif principal se décline en quatre objectifs spécifiques qui sont :

- cartographier la dynamique spatio-temporelle de la couverture végétale du PNDB ;
- déterminer la dynamique spatio-temporelle de la structure du paysage du PNDB par le calcul des indices de structure spatiale ;
- analyser la diversité et la structure floristiques du PNDB ;

- produire une carte de prédiction de la dynamique végétale du PNDB à l'horizon 2025.

Quatre hypothèses ont été émises dans le cadre de ces travaux de recherche :

- la dynamique spatio-temporelle de la végétation du Parc est régressive du fait des activités humaines ;
- la fragmentation des écosystèmes forestiers du Parc est élevée ;
- les activités anthropiques influent sur la structure de la végétation et la diversité floristique du Parc ;
- la dynamique spatio-temporelle de la végétation du Parc est prédictible eu égard aux activités anthropiques.

Outre l'introduction générale et la conclusion générale, cette thèse s'articule autour de deux parties. La première partie fait une présentation du milieu d'étude et l'état de l'art sur la déforestation, la dégradation des aires protégées et l'utilisation des techniques géospatiales. Cette première partie comporte deux chapitres. La deuxième partie présente une étude de l'impact des activités anthropiques sur le couvert végétal du Parc national des Deux Balé. Cette deuxième partie comprend quatre chapitres.

PREMIÈRE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 1.SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA ZONE D'ETUDE

1.1. Milieu physique

1.1.1. Localisation du Parc national des Deux Balé

Le Parc national des Deux Balé est à cheval sur les provinces des Deux Balé et du Tuy (relevant respectivement des régions de la Boucle du Mouhoun et des Hauts-Bassins). Il s'étend entre 11°25' et 11°36' de latitude Nord et entre 2°45' et 3°12' de longitude Ouest (Figure 1). Le Parc résultant de la fusion des deux forêts classées (Deux Balé et Dibon) a été créé en 1988 par la Zatu n°AN VII/FP/PRES/MET. Il a une superficie de 80 600 ha (Kafando, 2003). Ce Parc est à cheval sur les Départements de Boromo, de Bagassi et de Zawara au Nord, de Koti au Sud, de Poura et de Fara à l'Est, où le fleuve Mouhoun constitue sa limite naturelle, de Pa et de Fouzan à l'Ouest.

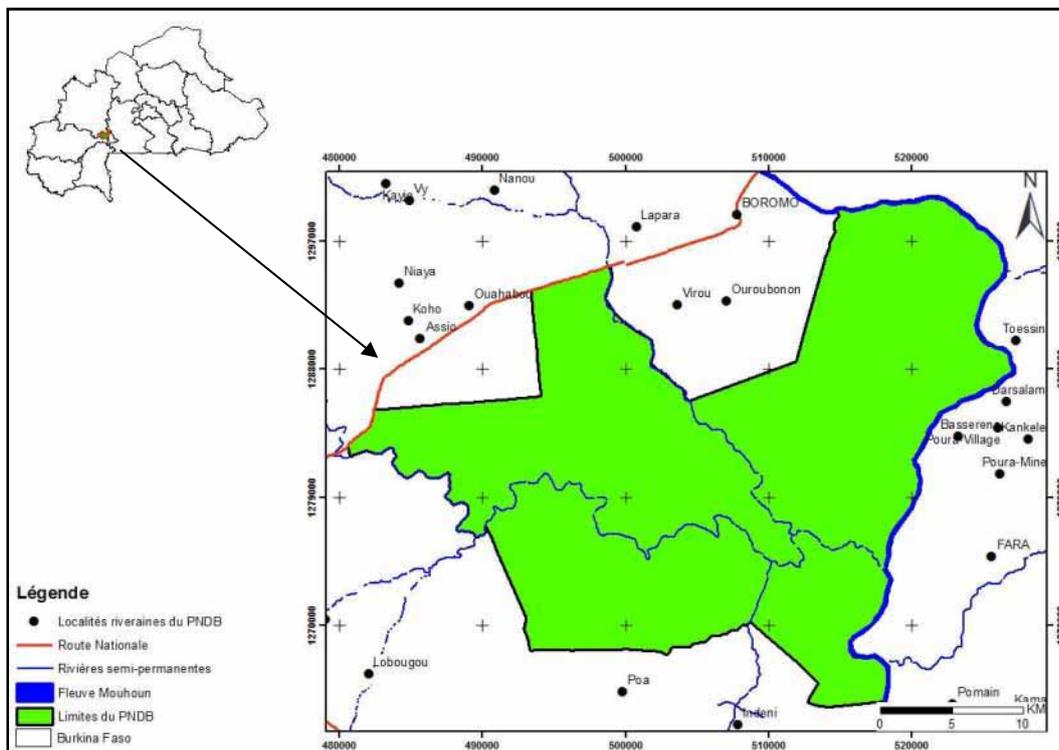


Figure 1. Localisation du Parc national des Deux Balé du Burkina Faso

1.1.2. Historique du Parc national des Deux Balé

En Afrique subsaharienne, l'histoire de la création des aires protégées ne peut pas être dissociée de celle de la colonisation. En effet, les premières aires protégées ont été créées par les colonisateurs comme des Parcs refuges. Au Burkina Faso, cette histoire a commencé en 1926 pendant la période coloniale avec la création de cinq Parcs couvrant une superficie de 7 577 km², qui seront transformés en forêts classées entre 1936 et 1937 (Berlin, 2002). Dans les

années 1950, d'autres territoires seront classés pour agrandir ces surfaces protégées. Après l'indépendance du pays, certaines forêts seront aménagées en Parcs nationaux mais sans véritable statut légal. C'est le cas de la forêt classée des Deux Balé et de celle de Dibon. En effet, la forêt classée des Deux Balé est créée par arrêté n°1639 S.E. du 19 juin 1937 pour une superficie de 115 000 hectares et celle de Dibon (24 000 hectares) par arrêté n°4637 S.E. du 24 juin 1954.

Suite à l'augmentation de la population riveraine, autour et à l'intérieur de la forêt des Deux Balé notamment dans les environs des villages de Soumbou et Ouroubonon, deux enclaves ont été créées au profit des populations locales. La pression humaine autour de Boromo a poussé les autorités administratives en charge de la gestion des aires protégées à revoir les limites de la forêt classée des Deux Balé. Ainsi une superficie de 4.760 hectares a été concédée aux populations riveraines de Viron et d'Ouroubonon. Ce réaménagement permet de définir et de sécuriser l'ensemble qui était érigé en Parc national des Deux Balé en 1988 par le Zatu n° AN VII/FP/PRES/MET couvrant une superficie de 80 600 ha (Kafando, 2003).

A partir de 1997, certaines aires protégées du pays seront regroupées pour former des Unités de Conservation de la Faune (UCF). Le PNDB appartient à l'UCF de Boromo composée des forêts classées des Deux Balé, de Dibon, de Pa, de Laba, de Baporo et de Soroubouli. Avec la création de l'Office Nationale des Aires Protégées (OFINAP), l'UCF est rebaptisée «Unité de Gestion de l'Aire Protégée» (UGAP) avec pratiquement les mêmes objectifs.

Les mesures de concession adoptées dans le cadre de la législation Burkinabè visaient une meilleure gestion des ressources naturelles afin de permettre aux populations riveraines de tirer profit des bénéfices des forêts. C'est dans ce cadre que le PNDB a été concédé à l'ONG APRESS-FASO en 1996 après son jumelage avec le Parc de «De Hoge Veluwe» (Pays-Bas) en 1989. En Outre, le PNDB a bénéficié du financement du projet «Sauvegarde des Éléphants» entre 1991 et 1992. Ceci lui a permis de se doter en équipement (matériel d'inventaire forestier, de GPS et d'appareil photo) et en matériel roulant. Toutes ces actions n'ont pas permis de faire du PNDB le modèle de gestion de la faune escompté (Coziadom, 2009).

1.1.3. Données géologiques et pédologiques

Le Burkina Faso s'étend sur trois grands ensembles géologiques de l'Ouest africain; le socle précambrien métamorphique et éruptif qui occupe environ les trois quarts du pays; les couvertures sédimentaires des bordures du Nord, Nord-ouest et Ouest; la frange méridionale

du bassin de Taoudenni et celle du Sud-est, à l'extrémité septentrionale des formations de l'Oti qui font partie du système voltaïen. Le Parc national des Deux Balé est situé sur le socle précambrien. Les mouvements tectoniques ont été insignifiants depuis le précambrien. Les roches sont donc très anciennes, consolidées et arasées, ce qui explique la platitude du relief sur l'ensemble du pays (Bognounou *et al.*, 2009).

Le Parc national des Deux Balé s'étend sur une pénéplaine ondulée avec des altitudes variant entre 240 et 320 m. Les points élevés se situent dans la partie centre-nord où se dressent quelques collines birimiennes d'affleurement latéritiques de l'ordre de 320 m.

Selon Coziadom (2009), les principaux types de sols (Figure 2) rencontrés dans le Parc sont :

- les sols ferrugineux tropicaux peu évolués se développant sur les cuirasses. Couvrant plus de la moitié du Parc, ils ont une forte rétention de l'eau et un potentiel agricole médiocre. Ce sont généralement des sols à sesquioxydes qui ont une structure massive de profondeur limitée par l'induration ;
- les sols hydromorphes qui occupent les rives du Mouhoun et du Grand Balé sont des sols à caractères physiques défavorables à cause de l'hydromorphie ;
- les vertisols qui se développent sur les schistes amphibolitiques. Ce sont des sols à fertilité potentielle élevée. Ils sont difficiles à travailler avec les moyens traditionnels car trop lourds à l'état humide et durs à l'état sec. Outre ces contraintes physiques, ils présentent une déficience azotée, phosphorique et potassique.

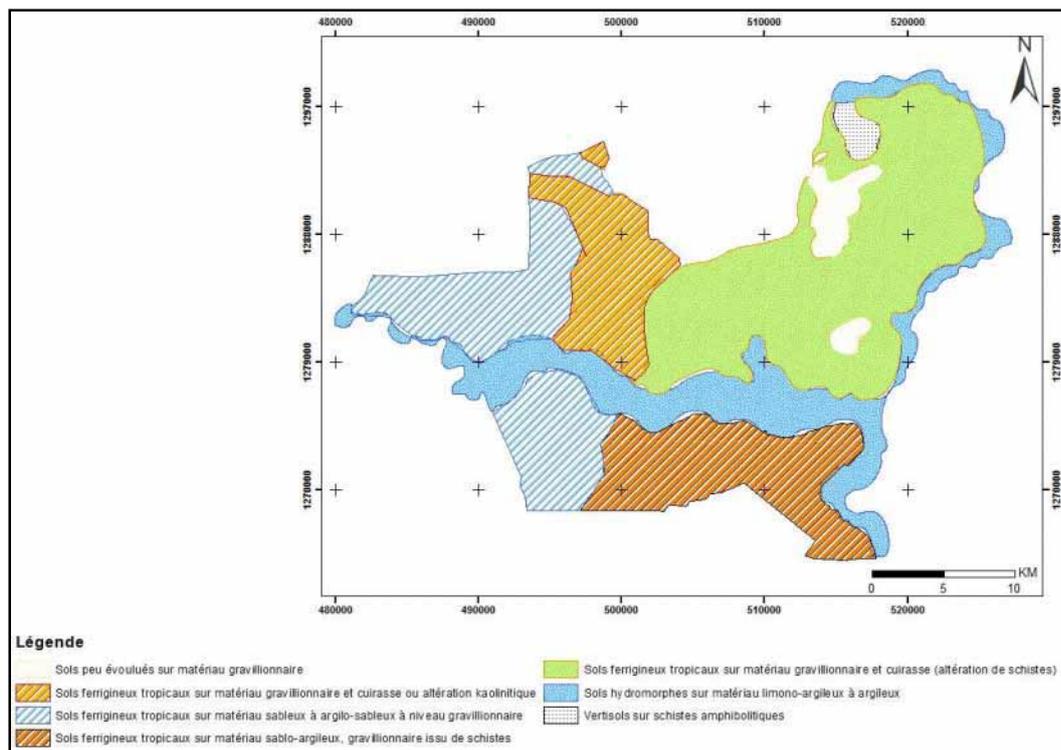


Figure 2. Carte des différents types de sols du PNDB (Coziadom, 2009)

1.1.4. Climat et réseau hydrographique

1.1.4.1. Climat

Le Parc se situe dans la zone de couverture climatique comprise entre les isohyètes 750 mm au Nord et 1 000 mm au Sud. Ce climat de type soudanien est caractérisé par deux saisons : une saison pluvieuse allant de Mai à Octobre et une saison sèche de Novembre à Avril. La température moyenne annuelle se situe autour de 28°C avec une amplitude thermique de l'ordre de 7°C (Coziadom, 2009).

La pluviométrie moyenne annuelle sur les trente dernières années se situe entre 600 et 1040mm de pluie. Les années 1983, 1990 et 1992 ont été celles où le déficit pluviométrique a été le plus accentué avec respectivement 634,9mm, 583,5mm et 683mm de pluie tandis que les années les plus arrosées sont celles de 1991, 1996 et 2008 avec respectivement 1047,4mm, 1067,8mm, 1134,7mm de pluie (Figure 3).

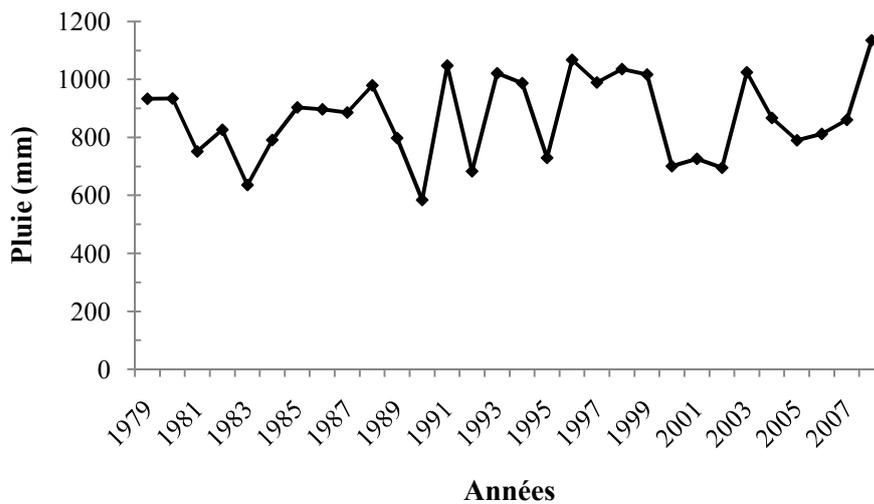


Figure 3. Variation de la hauteur de pluie de 1979-2008 (Source : Service météorologique de Boromo)

Deux types de vents soufflent sur la zone du Parc comme partout dans le pays. Les alizés boréaux ou harmattan qui sont des vents fortement desséchants, soufflent en période sèche et fraîche de Décembre à Avril et les moussons qui interviennent de Mai à Octobre durant la période pluvieuse.

1.1.4.2. Réseau hydrographique

Le potentiel hydrographique de la surface du Parc est constitué d'une multitude de rivières dont la plupart sont temporaires (Figure 4). Parmi les cours d'eau permanents, on note le fleuve Mouhoun qui est le plus important du Burkina Faso. L'écoulement permanent de ce fleuve fait de lui le point d'attraction de la faune sauvage et, par conséquent constitue un endroit privilégié du braconnage. La rivière du Grand Balé qui alimente le fleuve Mouhoun pendant la saison pluvieuse garde par endroits de l'eau en saison sèche. Les autres cours d'eau que sont le Petit Balé, les rivières Bissegny, Bokotou et Couleba, les marres de Soumbou et de Casa tarissent en saison sèche (Coziadom, 2009).

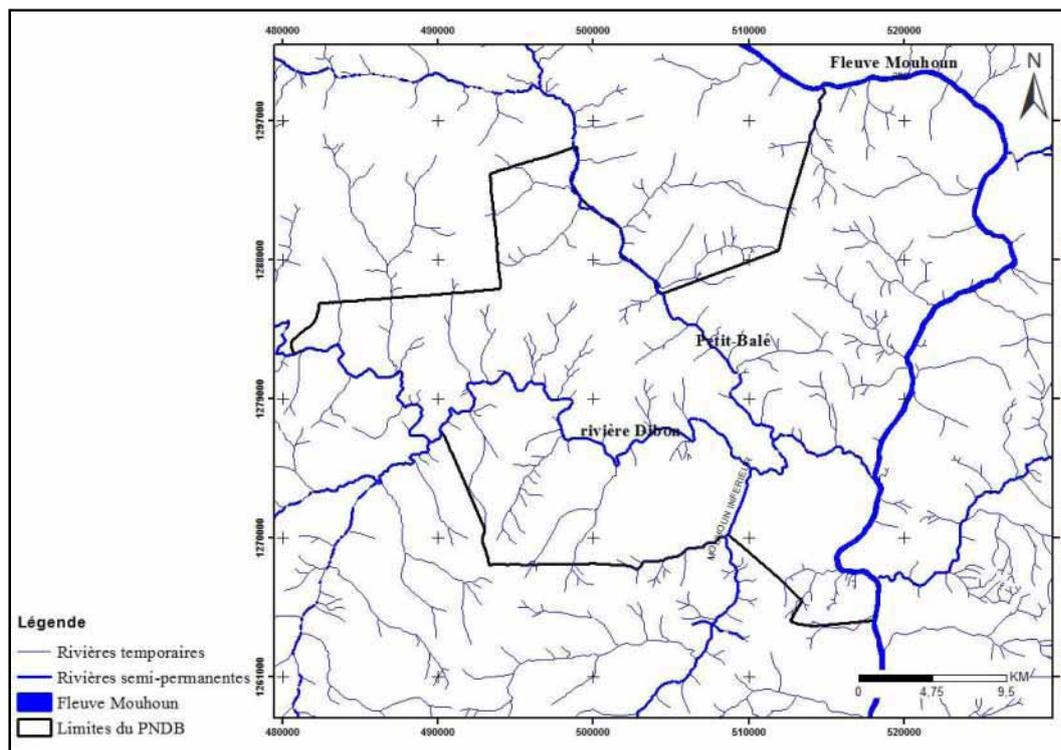


Figure 4. Réseau hydrographique du Parc national des Deux Balé

1.2. Milieu biologique

1.2.1. Végétation du Parc national des Deux Balé

Le Parc fait partie du réseau des aires protégées du Burkina Faso. Ce réseau d'aires protégées couvre des paysages diversifiés allant du sahel à des savanes arbustives ou arborées en zone soudano-guinéenne (IUCN, 2009). Selon le découpage phytogéographique fait par Fontès et Guinko (1995), le Parc est situé dans la zone sud-soudanienne (Figure 5). Les principaux types physiologiques de végétation rencontrés selon Coziadom (2009) sont :

- la galerie forestière rencontrée le long des cours d'eau et des bas-fonds sur des sols hydromorphes; elle est dominée par *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze, *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. et Perr., *Ficus sp.*, *Sarcocephalus latifolus* (Smith) Bruce, *Berlinia grandiflora* (Vahl) Hutch. et Dalz. ;
- la savane caractérisée par les espèces comme *Burkea africana* Hook. f., *Khaya senegalensis* (Desr.) A. Juss., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. et Dalz., *Detarium microcarpum* Guill. et Perr., *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh., *Combretum glutinosum* Perr. ex DC., *Acacia dudgeoni* Craib ex Hall., *Lannea acida* A. Rich., *Tamarindus indica* L., *Balanites aegyptiaca* (L.) Del. ;

- les zones de transition entre la savane et la galerie forestière sont souvent occupées par *Anogeissus leiocarpa*. Les sols fortement perturbés par les cultures sont couverts d'une strate arborée dominée par *Acacia sieberiana* DC., *Prosopis africana* (Guill. et Perr.) Taub., *Vitellaria paradoxa* Gaertn.f., *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br.ex G. Don et *Bombax costatum* Pellegr. et Vuillet.

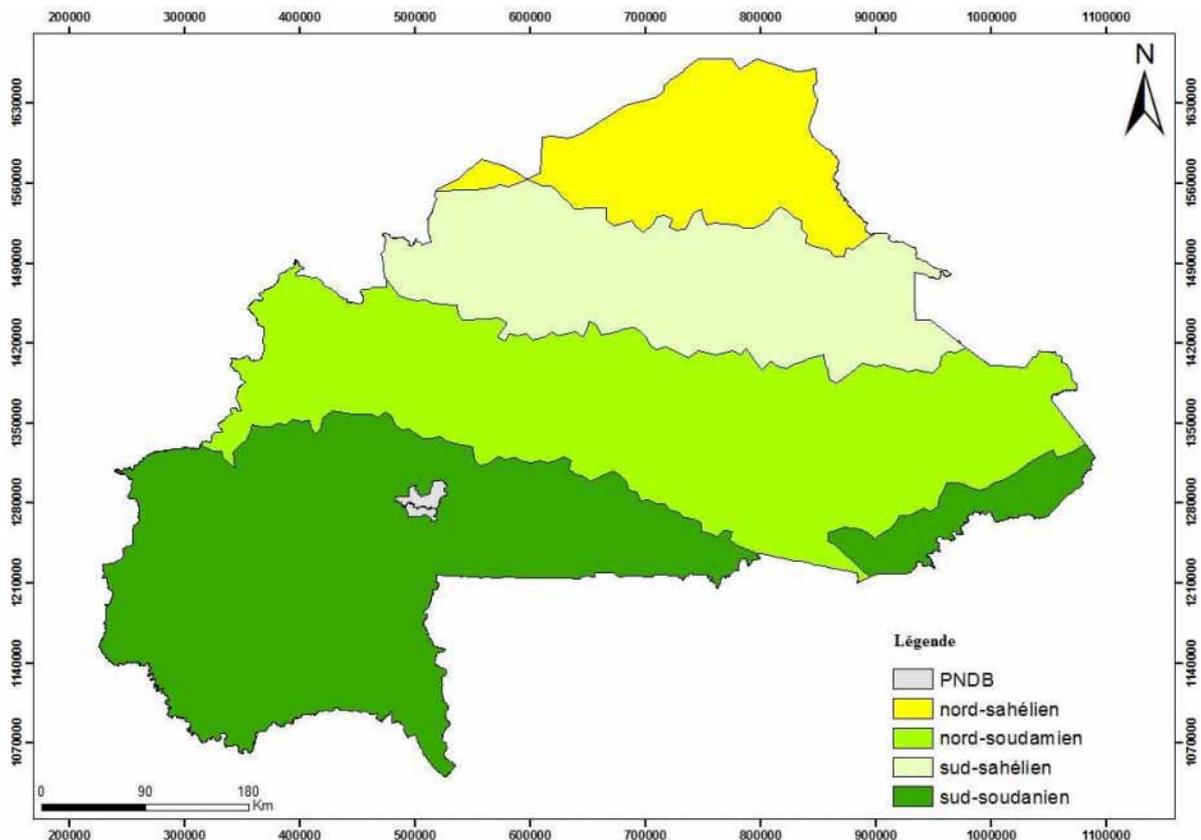


Figure 5. Territoires phytogéographiques du Burkina Faso selon Fontès et Guinko (1995)

1.2.2. Faune

Pour de nombreux auteurs les forêts de la Boucle du Mouhoun, qui jalonnent le fleuve, et plus particulièrement les Deux Balé, font partie des derniers refuges de populations d'éléphants d'Afrique (Kiéma, 2007 ; Coziadom, 2009 ; Kambiré *et al.*, 2015). Les dénombrements successifs montraient une présence importante de ces mammifères. Lors des inventaires de 1991 et 1998, le nombre d'individus de ces mammifères était estimé entre 123 et 245 individus (MET, 1991). Selon Issifou (2009), le nombre d'individus de mammifères est estimé à 280 individus. Les inventaires aériens réalisés dans les années 1991-1992 par le projet Éléphant, montraient une diversité estimée à une quarantaine d'espèces de mammifères dont l'éléphant (*Loxodonta africana*), l'hippopotame (*Hippopotamus amphibius*), l'hippotrague (*Hippotragus*

equinus), le guib harnaché (*Tragelaphus scriptus scriptus*), le bubale (*Alcelaphus buselaphus major*), le céphalophe à flancs roux (*Cephalophus rufilatus*), le céphalophe de grimm (*Sylvicapra grimmia*), l'ourebi (*Ourebia ourebi*), le patas (*Erythrocebus patas*) selon Ilboudo (2001). En plus de ces mammifères, on note la présence de certaines espèces inféodées au milieu aquatique que sont le crocodile (*Crocodylus niloticus*), le varan (*Varanus niloticus*) et la tortue (*Kinixys belliana* Gray, 1831) selon Berlin (2002). On rencontre également dans le Parc une avifaune non négligeable comme la pintade de Numidie (*Numida meleagris*), le francolin à bec éperon (*Pternistis bicalcaratus*), le calao à bec noir (*Tockus nasutus*), la poulette de roche (*Ptilopachus petrosus*) et l'ombrette africaine (*Scopus umbretta*). En revanche, les inventaires aériens de 2002 révèlent l'existence de cinq à six mammifères selon la synthèse des résultats de Belemsobgo (2002). Même si les deux méthodes conduisent à des résultats peu comparables, il convient de souligner qu'il y a une perte de la faune sauvage. En effet, hormis les facteurs naturels notamment la sécheresse des années 70 et 80 qui auront participé à la perte de la biodiversité du pays, la disparition de la faune du Parc est accélérée par les modes d'exploitation inappropriés des ressources naturelles.

Le fleuve Mouhoun et les principales rivières regroupent diverses espèces de poissons dont les plus courantes sont : *Synodontis* spp., *Heterotis niloticus*, *Tilapia zillii*, *Mormyrus rume*, *Clarias anguilaris*, *Auchenoglanis occidentalis*, *Heterobranchus* spp. Cependant, cette faune aquatique souffre essentiellement de l'ensablement des mares et de la pollution due aux aménagements (Ilboudo, 2001).

1.2.3. Population et activités socio-économiques

1.2.3.1. Population

Les derniers recensements (1985, 1996, 2006) montrent qu'à l'intervalle d'un quart de siècle, la population des localités riveraines du PNDB a considérablement augmenté (Tableau I). La population riveraine du PNDB est estimée à 209 548 habitants, soit 1,31% de la population nationale (INSD, 2012). Cette population est essentiellement agricole. Cela constitue une pression supplémentaire sur les ressources du milieu en général et celle du Parc en particulier. Les groupes ethniques sont les Gurunsi-Nuna, Kô, Sissala, Pougouli, Dagara, Bwaba, Marka, Peulh et Mossi.

Tableau I. Évolution de la population des localités riveraines du PNDB

Localités	1985	1996	2006
Bagassi	22359	27463	34870
Boromo	13654	16468	20909
Fara	19651	27767	35256
Founza	18918	22117	31597
Koti	13266	17338	24769
Pâ	10172	12750	16189
Poura	2994	5345	6787
Zawara	15789	16689	18930

Source : INSD-RGPH (2006)

1.2.3.2. Principales activités socio-économiques

1.2.3.2.1. Agriculture

Le secteur agricole occupe 84% de la population selon les résultats de l'enquête Burkinabé sur les conditions de vie des ménages, réalisée en 2003. Il en est de même au niveau de la région de la boucle du Mouhoun où 85,6% des chefs de ménages sont agricoles. Plusieurs champs d'exploitation agricole ont été signalés dans le Parc. Cette agriculture est avant tout une agriculture pluviale et céréalière de subsistance (Mil et Sorgho principalement). Les exploitations sont de type familial (de 2 à 10 ha) et orientées vers l'autoconsommation. Elle est cependant caractérisée par l'usage des outils et techniques rudimentaires et traditionnels. Ce système de production agricole de type extensif connaît une tendance à l'intensification en ce qui concerne la culture du coton. La plupart des champs sont situés dans les environs immédiats du Parc. Il n'y a même pas de limites évidentes entre les champs et l'aire protégée. La pratique de la jachère est en train d'être abandonnée au niveau de tous les villages compte tenu du manque de terres (Coziadom, 2009).

1.2.3.2.2. Élevage

Après l'agriculture, vient l'élevage du type extensif pratiqué par toutes les ethnies. Toutefois, certains animaux ne quittent pas le terroir villageois. Mais les troupeaux de zébus mélangés à quelques animaux de trait, sont le plus souvent gérés par les Peulh qui les font pâturer illégalement dans le Parc. On rencontre en outre des élevages avicoles, ovins, caprins, etc. La caractéristique principale de cet élevage reste la divagation des animaux, due aux difficultés liées au surpâturage et à l'absence de points d'eau permanents en dehors du Mouhoun. Il a été

noté la persistance de quelques foyers de certaines maladies (trypanosomiase et charbon) selon Ilboudo (2001).

1.2.3.2.3. Autres activités

En dehors de ces principales activités, on note d'autres activités non négligeables telles que :

- l'exploitation du bois qui se fait par ramassage du bois mort, coupe du bois mort ou coupe de bois vert destiné à la construction, à la carbonisation ou utilisé comme combustible pour la cuisine, la cueillette de produits forestiers non ligneux et l'apiculture (Ilboudo, 2001). La cueillette des produits forestiers non ligneux concerne à la fois des espèces alimentaires et les espèces utilisées dans la pharmacopée. Cette activité est très importante dans le quotidien des Burkinabè, mais reste en général difficilement quantifiable Parce que toujours considérée comme un droit d'usage traditionnel (FAO, 2013). Ces produits sont de plus en plus commercialisés, et à titre d'exemple, le karité fait aujourd'hui partie d'une véritable filière d'exploitation ;
- la chasse : il n'existe pas de véritables zones villageoises de chasse autour du Parc des Deux Balé. Il n'en demeure pas moins que la chasse soit une activité au sein de la population riveraine. Selon Berlin (2002), on trouve des chasseurs dans les villages, à Ouroubono principalement mais également à Virou, Wahabou et Boromo. Concernant le cas particulier des éléphants, il semble qu'ils ne soient pas braconnés pour la viande mais pour l'ivoire (Ilboudo, 2001) ;
- la pêche qui y est pratiquée de manière individuelle. On rencontre des pêcheurs professionnels, le long du fleuve Mouhoun et au niveau du barrage de Petit Balé ;
- l'artisanat qui occupe principalement des forgerons, également les sculpteurs de masques, des potières et quelques tisserands rencontrés dans tous les villages ;
- l'orpaillage : au niveau de Poura, à l'Est de l'aire protégée, se trouve un gisement aurifère, ayant été exploité par une firme canadienne mais fermé depuis quelques années. Des prospections minières ont révélé la présence d'un filon d'or non négligeable au Nord-est dont l'exploitation est toujours interdite (Coziadom, 2009). On assiste à des activités d'orpaillage à l'intérieur et aux alentours du Parc.

CHAPITRE 2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA TÉLÉDÉTECTION, LES SIG ET L'AMÉNAGEMENT FORESTIER

2.1. Définition des concepts clefs de l'étude

2.1.1. Télédétection

La télédétection est la technique qui, par l'acquisition d'images, permet d'obtenir de l'information sur la surface de la terre sans contact direct avec celle-ci. La télédétection englobe tout le processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite la mettre en application d'après le Centre Canadien de Cartographie et d'Observation de la Terre (CCCOT, 2016).

2.1.2. Systèmes d'Information Géographique (SIG)

Un système d'information géographique (SIG) est un ensemble de principes, méthodes, instruments et de données à référence spatiale utilisés pour saisir, conserver, transformer, analyser, simuler et cartographier les phénomènes et processus distribués dans l'espace géographique (CCCOT, 2016).

2.1.3. Concept de l'aménagement forestier

L'aménagement forestier est la planification et l'exécution d'actions destinées à assurer la conservation et l'utilisation d'une forêt en fonction d'objectifs (entre autres de production ligneuse) et du contexte physique et socio-économique (Bellefontaine *et al.*, 1997).

2.1.4. Aire protégée

Une aire protégée est un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature, ainsi que les services éco-systémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés (Dudley, 2008). Selon le code forestier de 1997 du Burkina Faso, le classement forestier permet en raison de l'importance qu'une forêt présente pour l'intérêt général, de soumettre celle-ci à un régime spécial restrictif concernant l'exercice des droits d'usage et les régimes d'exploitation.

2.1.5. Déforestation

La déforestation est le phénomène de régression des surfaces couvertes de forêt. En d'autres termes, la déforestation peut être définie comme une action de nature anthropique ou naturelle qui occasionne la disparition permanente d'une forêt (FAO, 2011).

2.1.6. Écologie du paysage

Le terme «écologie du paysage» a été employé pour la première fois par Troll (1939) pour indiquer une recherche à l'intersection de l'écologie et de la géographie. L'écologie du paysage est par conséquent définie comme l'étude des phénomènes écologiques dans leur contexte spatial (Antrop, 2001). Elle étudie la façon dont la structure et la dynamique des paysages hétérogènes influent sur les phénomènes écologiques, et réciproquement (Risser *et al.*, 1984 ; Turner, 1989). Elle s'intéresse principalement à l'évolution et à la dynamique de l'hétérogénéité spatiale, sous l'action de l'homme entre autres. Cette discipline est ainsi fondée sur l'étude des relations entre les processus écologiques et la structure spatiale du paysage (Burel et Baudry, 1999). Avec l'essor de cette discipline, l'utilisation de variables métriques pour caractériser la structure du paysage et tester les liens entre celles-ci et des caractéristiques écologiques, est devenue indispensable (Burel et Baudry, 2003).

2.2. Principes et processus de la télédétection

La méthode d'acquisition utilise normalement la mesure des rayonnements électromagnétiques émis ou réfléchis des objets étudiés dans certains domaines de fréquence (infrarouge, visible, micro-ondes) selon CCCOT (2016). Le principe de la télédétection repose donc sur l'acquisition de signaux de radiation ou de réflexion de l'objet, par exemple, l'utilisation des sols, par un capteur à distance installé sur différentes plateformes (telles que l'avion, le satellite) en utilisant les bandes visibles, infrarouge et micro-onde (CCCOT, 2016). Le processus de la télédétection (Figure 6) comporte les sept étapes ci-après :

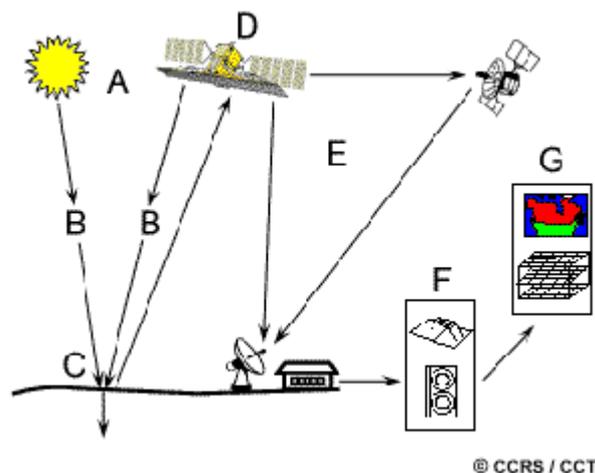


Figure 6. Illustration du processus de télédétection (CCCOT, 2016)

- A)** source d'énergie ou d'illumination : à l'origine de tout processus de télédétection se trouve nécessairement une source d'énergie pour illuminer la cible ;

- B)* rayonnement et atmosphère : durant son parcours entre la source d'énergie et la cible, le rayonnement interagit avec l'atmosphère. Une seconde interaction se produit lors du trajet entre la cible et le capteur ;
- C)* interaction avec la cible : une fois parvenue à la cible, l'énergie interagit avec la surface de celle-ci. La nature de cette interaction dépend des caractéristiques du rayonnement et des propriétés de la surface ;
- D)* enregistrement de l'énergie par le capteur : une fois l'énergie diffusée ou émise par la cible, elle doit être captée à distance (par un capteur qui n'est pas en contact avec la cible) pour être enfin enregistrée ;
- E)* transmission, réception et traitement : l'énergie enregistrée par le capteur est transmise, souvent par des moyens électroniques, à une station de réception où l'information est transformée en images (numériques) ;
- F)* interprétation et analyse : une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image traitée est ensuite nécessaire pour extraire l'information que l'on désire obtenir sur la cible ;
- G)* application : la dernière étape du processus consiste à utiliser l'information extraite de l'image pour mieux comprendre la cible, pour nous en faire découvrir de nouveaux aspects ou pour aider à résoudre un problème particulier.

2.3. Modes de représentation d'un SIG

Il existe deux approches fondamentales pour représenter l'espace géographique dans un système d'information géographique : le mode vectoriel et le mode matriciel.

- le mode vectoriel : il représente les entités géographiques par des points, des lignes, des surfaces (polygones) et des volumes. La référence spatiale pour chaque entité est définie par des points qui possèdent une coordonnée géographique unique ;
- le mode matriciel : il divise l'espace géographique en cellules régulières (habituellement carrées) que l'on nomme pixel. La localisation d'une entité est définie par la ligne et la colonne correspondant à sa position. La surface couverte par le pixel représente la résolution spatiale.

Ces deux modes sont complémentaires et permettent de créer des modèles d'une qualité supérieure.

2.4. Choix et caractéristiques des images Landsat utilisées

La longévité du programme a permis d'accumuler des archives de données volumineuses sur les ressources terrestres; ce qui facilite la surveillance à long terme ainsi que le maintien des données historiques et de la recherche. Le Tableau II donne les caractéristiques des capteurs TM, ETM+ et OLI des satellites Landsat.

Tableau II. Caractéristiques des images (TM, ETM+ et OLI) Landsat

Capteurs	Gamme de bandes et localisation spectrale	Résolution spatiale (m)	Fauchée (Km)	Fréquence (jours)
TM et ETM+	Band1 : 0,45-0,52 (Blue)	30	185	16
	Band2 : 0,52-0,6 (Green)	30		
	Band3 : 0,63-0,69 (Red)	30		
	Band4 : 0,76-0,9 (NIR)	30		
	Band5 : 1,55-1,75 (SWIR)	30		
	Band6 : 10,4-12,5 (TIRS)	30		
	Band7 : 2,08-2,35 (SWIR)	30		
	Band8 : 0,52-0,92 (Pan) pour ETM+	15		
OLI	Band1 : 0,43-0,55 (Aérosol)	30	185	16
	Band2 : 0,45-0,51 (Blue)	30		
	Band3 : 0,53-0,59 (Green)	30		
	Band4 : 0,64-0,67 (Red)	30		
	Band5 : 0,85-0,88 (NIR)	30		
	Band6 : 1,57-1,65 (SWIR)	30		
	Band7 : 2,11-2,29 (SWIR)	30		
	Band8 : 0,50-0,68 (Pan)	15		
	Band9 : 1,36-1,38 (Cirrus)	30		
	Band10 : 10,6-11,19 (TIRS)	100		
	Band11 : 11,5-12,51 (TIRS)	100		

Source: Wu (2003) et (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/images/>)

Landsat est le premier satellite civil d'observation de la terre. Landsat avait été conçu pour tester la faisabilité d'une plate-forme multi-spectrale d'observation de la Terre non habitée (CCCOT, 2016). Parmi les facteurs qui ont contribué au succès de Landsat, il faut mentionner une combinaison de capteurs avec des domaines spectraux façonnés pour l'observation de la Terre, une résolution spatiale fonctionnelle, une bonne couverture du globe et une base de données sur une longue période. De plus amples informations sur Landsat sont disponibles sur le site www.landsat.usgs.gov.

2.5. Aménagement forestier et gestion durable

2.5.1. Historique de l'aménagement forestier et gestion durable

L'aménagement forestier dans son acceptation moderne est né au temps colonial depuis 1933 avec la constitution d'un domaine forestier classé. Néanmoins, ce n'est qu'à partir des années

1980 que le Burkina Faso a commencé à accorder de l'importance à l'aménagement des forêts (Kaboré, 2004). Ainsi les grandes dates concernant l'aménagement des forêts sont :

- 1981 : publication de la politique d'aménagement des forêts classées dont l'objectif essentiel était la satisfaction des populations en produits forestiers ligneux (bois de feu, bois de service et d'œuvre) tout en préservant l'environnement ;
- 1983 : mise en place de dispositifs expérimentaux dans différentes zones écologiques du pays pour étudier la dynamique de la végétation des forêts ;
- 1985 : lancement des 3 luttes par le Comité National de la Révolution (lutte contre la divagation des animaux, les feux de brousse et la coupe abusive du bois) ;
- 1986 : démarrage effectif des premières activités de gestion participative des forêts avec le projet «Aménagement et exploitation des forêts pour le ravitaillement de la ville de Ouagadougou en bois de feu» dénommé Projet PNUD/FAO/BKF/85/011 sur financement PNUD avec une implication de la FAO ;
- 1995 : adoption de la Politique Forestière Nationale par le gouvernement ;
- 1996 : publication officielle pour la première fois d'un document de Programme National d'Aménagement des forêts ;
- 1997 : adoption du code forestier par l'assemblée des députés du peuple ;
- 2002 : publication du Guide méthodologique d'aménagement de forêts au Burkina Faso; il est à noter que le type d'aménagement auquel ces dates font référence est focalisé sur la production et la commercialisation de bois-énergie ;
- 2003 : adoption du décret portant utilisation des feux en milieu rural.

2.5.2. Cadre juridique et institutionnel de l'aménagement des forêts au Burkina Faso

L'aménagement forestier au Burkina Faso se fonde sur des dispositions légales, institutionnelles, stratégiques et techniques relatives aux préoccupations économiques et sociales dont la conjonction devrait assurer une durabilité dans la gestion des ressources forestières prônée par la politique forestière nationale (MET, 2002). Les principales dispositions sont : la Réforme Agraire et Foncière (RAF), le code de l'environnement, le code

forestier, les textes d'orientations de la décentralisation (TOD), la politique nationale forestière et le Programme National d'Aménagement des Forêts (PNAF).

2.5.3. Différents types d'aménagement au Burkina Faso

Au Burkina Faso, il existe trois types d'aménagement que sont :

- l'aménagement à but principal de fourniture de bois-énergie

Ce type d'aménagement concerne les forêts classées et les forêts protégées. L'objectif principal est la production et la commercialisation du bois d'énergie dans les grandes villes principalement Ouagadougou et Bobo-Dioulasso. Il faut noter que ces aménagements se font dans la pratique sans le moindre respect des règles en la matière. En effet, sur l'ensemble des chantiers, l'exploitation se fait sans un inventaire préalable, alors que ceci est mentionné dans le cahier des charges (Sawadogo, 2006);

- l'aménagement à but de gestion de la faune sauvage

Avec 52 espèces de mammifères (lions, éléphants, buffles, hippotragues, bubales), 360 espèces d'oiseaux, 150 espèces de reptiles et amphibiens, le Burkina Faso dispose encore d'un des cheptels sauvages les plus fournis de la sous-région ouest africaine (Billand *et al.*, 2004). La gestion de ce potentiel faunique est régie par les textes portant réforme agraire et foncière (RAF) en vigueur depuis 1996 ainsi que les mesures d'application prises au niveau central et décentralisé. Ces textes législatifs distinguent deux grands domaines en matière de faune : le domaine classé et le domaine protégé. Tandis que le premier est soumis à une protection intégrale ou à une exploitation spécifiquement réglementée, les droits d'usage dans le second sont plus larges et régis par les principes généraux visant à définir des taux et méthodes d'exploitation jugés techniquement appropriés. L'activité de Gestion Villageoise de Chasse (GVC) s'organise autour des zones cynégétiques (Zone de chasse concédée (ZC)) et des Terres Villageoises de Chasse (TVC) selon Kaboré (2002). Le ranch de gibier de Nazinga dispose d'un document décrivant un calendrier de brûlis dont le but est de fournir du fourrage de bonne qualité durant toute la saison sèche (Lungren, 1997).

- et l'aménagement à but sylvo-pastoral

L'élevage est basé sur une exploitation extensive des ressources naturelles (pâturages) sans grand recours aux sous-produits agricoles et industriels. L'élevage a constitué 24% des recettes d'exportation du pays en 2004 (Sawadogo, 2006). La majorité du cheptel national se retrouve dans les régions du Nord du pays. Ces troupeaux pratiquent la transhumance vers les autres régions de l'Ouest, du Sud et de l'Est à la recherche de pâturage et d'eau.

2.6. Catégories d'aires protégées

L'UICN a adopté une nouvelle classification des aires protégées (Tableau III) lors du quatrième congrès de la Commission Mondiale des Aires Protégées (CMAP) tenu à Caracas en 1992 (Tabopda, 2008).

Tableau III. Catégories des aires protégées selon l'UICN (Source : Dudley, 2008)

Types d'aires protégées	Description
I. Réserve intégrale (Ia), zone de nature, sauvage (Ib)	<p>Ia. Une réserve naturelle intégrale est un espace terrestre et/ou marin comportant des écosystèmes, des caractéristiques géologiques ou physiologiques et/ou des espèces remarquables ou représentatives, géré principalement à des fins de recherche scientifique et/ou de surveillance continue de l'environnement.</p> <p>Ib. Une zone de nature sauvage est un vaste espace terrestre et/ou marin, intact ou peu modifié, ayant conservé son caractère et son influence naturels, dépourvu d'établissements permanents ou importants, protégé et géré aux fins de préserver son état naturel.</p>
II. Parc national	<p>Zone naturelle, terrestre et/ou marine, désignée pour :</p> <ul style="list-style-type: none"> - protéger l'intégrité écologique dans un ou plusieurs écosystèmes dans l'intérêt des générations actuelles et futures ; - exclure toute exploitation ou occupation incompatible avec les objectifs de la désignation ; - offrir des possibilités de visite à des fins spirituelles, scientifiques, éducatives, récréatives et touristiques, dans le respect du milieu naturel et de la culture des communautés locales.
III. Monument naturel	<p>Aire contenant un ou plusieurs éléments naturels ou culturels particuliers, d'importance exceptionnelle ou unique, méritant d'être protégé du fait de sa rareté, de sa représentativité, de ses qualités esthétiques ou de son importance culturelle intrinsèque.</p>
IV. Aire de gestion des habitats ou des espèces	<p>Aire terrestre et/ou marine faisant l'objet d'une intervention active au niveau de la gestion, de façon à garantir le maintien des habitats et/ou à satisfaire aux exigences d'espèces particulières.</p>
V. Paysage terrestre ou marin protégé	<p>Zone terrestre, comprenant parfois le littoral et les eaux adjacentes, où l'interaction entre l'homme et la nature a, au fil du temps, modelé le paysage aux qualités esthétiques, écologiques et/ou culturelles particulières et exceptionnelles, et présentant souvent une grande diversité biologique. Préserver l'intégrité de cette interaction traditionnelle est essentiel à la protection, au maintien et à l'évolution d'une telle aire.</p>
VI. Aire protégée de ressources naturelles gérée	<p>Aire contenant des systèmes naturels, en grande partie non modifiés, gérée aux fins d'assurer la protection et le maintien à long terme de la diversité biologique, tout en garantissant des fonctions et produits naturels nécessaires au bien-être de la communauté.</p>

2.7. Techniques de traitement d'images

2.7.1. Prétraitements

Les opérations de prétraitement se divisent en corrections radiométriques et en corrections géométriques. Les opérations de prétraitement ou restauration ou rectification d'image, servent à corriger les déformations géométriques et radiométriques des plates-formes et des capteurs spécifiques (Bonn et Rochon, 1992).

2.7.2. Méthodes de classification d'images satellitaires

De nombreuses méthodes ont été développées pour la détection des changements de l'occupation des terres. Les méthodes évoluent rapidement et de nouvelles méthodes sont développées pour répondre au besoin réel des changements rapides et complexes de la surface de la Terre. Plusieurs auteurs ont publié des évaluations des méthodes de détection de changements (Mas, 2000 ; Lu *et al.*, 2004). Dans leur plus récente contribution, Lu *et al.* (2004) divisent les méthodes de détection de changements en six catégories : algébrique, transformation, classification avancée, approche SIG, analyse visuelle et autres techniques. Dans la littérature, il existe au sein de la classification supervisée une multitude de méthodes de classification des images satellitaires telles que la classification hypercube, classification par la Distance minimum, classification par la Distance de Mahalanobis, classification par le Maximum de vraisemblance, classification par réseaux de neurones artificiels, classification par l'arbre de décision, random forest ou forêts aléatoires, supports vastes machines, etc. (Bonn et Rochon, 1992 ; Girard et Girard, 1999 ; Lillesand *et al.*, 2008 ; Barima, 2009 ; Karlson *et al.*, 2015 ; CCCOT, 2016 ; Jofack-Sokeng *et al.*, 2016). De toutes ces méthodes, la méthode de maximum de vraisemblance est la plus populaire et la plus utilisée (Koné *et al.*, 2007 ; Kouamé *et al.*, 2007 ; Sanchez-Hernandez *et al.*, 2007 ; N'Da *et al.*, 2008a ; Tapboda et Fotsing, 2010 ; Soro *et al.*, 2013 ; Tankoano *et al.*, 2016). Ainsi, plusieurs auteurs ont utilisé cet algorithme avec succès pour la cartographie thématique (N'Guessan *et al.*, 2006 ; Kouamé *et al.*, 2007 ; N'Da *et al.*, 2008b ; Akpa, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015 ; Jofack-Sokeng *et al.*, 2016). Mais de plus en plus, d'autres auteurs font recours aux techniques de classification avancées telles que les réseaux de neurones artificiels, l'arbre de décision et random forest ou forêts aléatoires (Karlson *et al.*, 2015 ; Mellor *et al.*, 2015 ; Tatsumi *et al.*, 2015 ; Zougrana *et al.*, 2015 ; Jofack-Sokeng *et al.*, 2016 ; Kulkarni et Lowe, 2016). Pour suivre et cartographier les états successifs du couvert végétal dans la réserve de Laf-Madjam, Tabopda *et al.* (2006) ont opté pour le modèle de classification pseudo-dirigée. L'application de ce modèle aux images satellitaires de type Landsat s'avère adaptée aux régions fortement

hétérogènes (Tabopda *et al.*, 2006). En effet, ce modèle a été appliqué avec succès dans l'analyse des dynamiques d'occupation du sol à Bondoukuy dans l'Ouest du Burkina Faso (Bruneau, 2000).

2.8. Contribution de la télédétection à l'étude de la dynamique végétale des aires protégées

Dans la littérature, des études sur les changements d'occupation des terres à l'échelle locale sont rares. Au Burkina Faso, quelques études utilisant les techniques géo-spatiales ont été réalisées (Ouoba, 2006 ; Coziadom, 2009 ; Karlson *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015 ; 2016a). Or, l'utilisation de l'information spatialisée dans les études de la végétation et des ressources naturelles est devenue incontournable. La télédétection est depuis quelques années utilisée pour l'analyse du couvert végétal dans les aires protégées en milieu tropical. En effet, plusieurs études ont utilisé avec succès les technologies spatiales dans le suivi de la dynamique de la végétation (Mayaux *et al.*, 2003 ; N'Guessan *et al.*, 2006 ; Triepke *et al.*, 2008 ; Schuster *et al.*, 2012 ; Karlson *et al.*, 2015 ; Sellin *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2016) et l'analyse de la structure spatiale des forêts (Boagert et Mahamane, 2005 ; Bamba *et al.*, 2008 ; Kabulu *et al.*, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Tokoet *et al.*, 2012 ; Mama *et al.*, 2013 ; Tankoano *et al.*, 2015). Ainsi, les changements d'occupation du sol sont imputables aux activités anthropiques et aux changements climatiques. Plusieurs études ont déjà montré que la dynamique régressive du couvert végétal est liée aux activités humaines (Dembélé, 1996 ; Ozer, 2004 ; Faye *et al.*, 2008 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Nacoulma, 2012 ; Tankoano *et al.*, 2015 ; 2016a). Les effets néfastes des changements climatiques ne sont pas en reste de ce constat. Ainsi, des études ont montré les impacts négatifs des changements climatiques sur la végétation (Hulme *et al.*, 2001 ; Darkoh, 2003 ; Koné *et al.*, 2007 ; Gareyane, 2008 ; N'Da *et al.*, 2008a ; Ozer *et al.*, 2010 ; Diallo *et al.*, 2011). En Afrique, les sécheresses répétées dans les années 1980 ont eu directement pour effet la mortalité de certaines espèces ligneuses dans des écosystèmes sensibles (Boudet, 1972 ; Kossi *et al.*, 2009).

2.9. Quelques indices de structure spatiale du paysage

De nombreux indices peuvent être utilisés pour caractériser la structure spatiale d'un paysage. Il est possible de calculer un large éventail d'indices. Mais le problème que suscitent ces indices est la redondance des mesures (Bogaert et Mahamane, 2005 ; Kabulu *et al.*, 2008 ; Toko *et al.*, 2012 ; Mama *et al.*, 2013 ; Tankoano *et al.*, 2015). Il faut choisir les plus

pertinents. Selon Bogaert et Mahamane (2005), ces indices peuvent être regroupés en deux catégories : les indices de composition et les indices de configuration.

Les indices de composition du paysage décrivent les caractéristiques de base de la fragmentation. Les deux indices fondamentaux pour quantifier la fragmentation sont le nombre de taches et l'aire des taches (Turner *et al.*, 1989 ; McGarigal et Marks, 1995 ; McGarigal *et al.*, 2002). L'aire d'une classe est une mesure de la composition du paysage, qui fournit une information dans beaucoup d'applications écologiques. Par exemple, un certain nombre d'espèces qui se sont spécialisées sur un habitat ne peuvent exister que si elles ont un minimum d'espace pour vivre (Wiens *et al.*, 1993). Il existe une corrélation entre la taille d'une tache de la classe «zone boisée» par exemple et la diversité des espèces d'oiseaux (Raherilalao, 2001), des espèces végétales (Laurance, 2006) et l'abondance des espèces terrestres, en général (With *et al.*, 1997). Une diversité d'indices a été formulée à partir de l'aire et du nombre de taches;

Les indices de configuration du paysage mesurent le degré de connectivité (Tischendorf et Fahring, 2000) ou, réciproquement, d'isolement (Moilanen et Hanski, 2001) entre et parmi les taches sur un paysage. Parmi la large gamme d'indices de configuration, on peut citer l'indice de forme (Ducrot, 2005 ; Bamba *et al.*, 2008 ; Kabulu *et al.*, 2008), l'indice de proximité (Hargis *et al.*, 1998 ; Bamba *et al.*, 2008), la dimension fractale (Hargis *et al.*, 1998 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013), l'indice de connectivité (Vos *et al.*, 2001 ; Moilanen et Hanski, 2001) et l'indice de perturbation (Mama *et al.*, 2013).

Pour la plupart des auteurs, le nombre, l'aire et le périmètre des taches sont considérés comme étant les principaux éléments de la description de la configuration d'un paysage (Barima, 2009 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013). En effet, ils interviennent dans l'identification du processus spatial responsable des changements des états à travers l'approche de l'arbre de décision utilisé en écologie du paysage (Bogaert *et al.*, 2004).

2.10. Différences entre les modèles déterministes et les modèles stochastiques

Il existe deux types de modèles de prédiction: les modèles déterministes et les modèles stochastiques. Les modèles déterministes cherchent à représenter des lois générales observées dans la nature en calculant et transposant dans le futur le cas moyen des phénomènes observés. Inversement, les modèles stochastiques tendent à rendre compte de la variabilité des phénomènes à l'aide de probabilités. La chaîne de Markov fait partie de ce dernier type (Mas

et al., 2011 ; 2014). Selon Mas *et al.* (2011), la chaîne de Markov est définie mathématiquement sous 4 hypothèses:

- tout le passé du système se trouve résumé dans son état au dernier moment où on le connaît ;
- c'est un processus discret ;
- c'est un processus homogène dans le temps ;
- le nombre d'états possibles du système est fini, ce nombre sera noté r .

Dans le domaine de l'écologie forestière, l'utilisation de la chaîne de Markov est de plus en plus fréquente (Paegelow *et al.*, 2004 ; Paegelow et Camacho, 2005 ; Camacho-Olmedo *et al.*, 2007 ; Barima *et al.*, 2009 ; Mas *et al.*, 2011 ; 2014). Cependant, l'inconvénient de ce modèle est qu'il ne prend absolument pas en compte l'aspect spatial. Or en écologie, les contraintes spatiales ne sont pas négligeables. Pour résoudre ce manquement, un automate cellulaire peut être combiné à la chaîne de Markov (Baltzer, 2000 ; Mas *et al.*, 2011 ; 2014). Le principe de l'automate cellulaire consiste à prendre en compte l'état des cellules voisines de celle considérée dans la définition de son état futur. On obtient ainsi une chaîne de Markov spatio-temporelle qui prend donc en compte :

- une dépendance spatiale : l'état futur d'une cellule dépend de l'état de ses voisines ;
- une dépendance temporelle : l'état futur d'une cellule dépend de son état précédent.

Les modules de simulation basés sur le principe des chaînes de Markov spatialisées sont implémentés dans le logiciel Idrisi (Eastman, 2012). La procédure utilisée comporte plusieurs étapes qui nécessitent des prises de décision. Le principe général est de:

- produire une matrice de transition entre les différents états possibles de la couverture du sol pour définir la chaîne de Markov ;
- utiliser un filtre pour introduire la dépendance spatiale due au voisinage ;
- constituer des cartes d'aptitudes pour les différents critères associés aux classes d'occupation du sol ;
- et produire des simulations en intégrant les cartes d'aptitude, la dépendance spatiale et la dépendance temporelle.

De nos jours, il existe d'autres modèles plus robustes qui permettent de s'approcher plus de la réalité. Ainsi, le modèle Land Change Modeler permet de prédire l'avenir d'un écosystème. Ce modèle a l'avantage de permettre l'intégration des facteurs explicatifs de la dynamique observée lors du calibrage du modèle. Ceci favorise une meilleure simulation de la dynamique. La technique de simulation LCM est plus recommandée (Eastman, 2012).

**DEUXIÈME PARTIE : ÉTUDE DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES
SUR LE COUVERT VÉGÉTAL DU PARC NATIONAL DES DEUX BAIE**

CHAPITRE 3. CARTOGRAPHIE DE LA DYNAMIQUE DU COUVERT VÉGÉTAL DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ À L'OUEST DU BURKINA FASO¹

Introduction

La création des aires protégées au Burkina Faso a été l'œuvre de l'administration coloniale qui a duré de 1895 à 1960 (Kiéma, 2007). Les forêts classées, les réserves de faune et les Parcs constituent les sites privilégiés pour la conservation de la biodiversité au Burkina Faso (Ouoba, 2006 ; DIFOR, 2007 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015). En effet, le couvert végétal est l'une des composantes les plus importantes de l'occupation du sol dans une aire protégée (Tabopda et Fosting, 2010 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015). Il caractérise la nature et l'état de conservation des espaces protégés (Tabopda et Huynh, 2009 ; Tankoano *et al.*, 2015). En outre, il conditionne la présence de la faune et de la diversité spécifique de la flore (Tabopda, 2008).

Cependant, au Burkina Faso, la forte réduction du couvert végétal est liée à de nombreux facteurs anthropiques et climatiques ; et les aires protégées du pays n'échappent pas à la déforestation (Coziadom, 2009 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015 ; 2016). La pression anthropique est liée à l'accroissement démographique et se caractérise par les feux de brousse tardifs et incontrôlés, l'agriculture itinérante sur brûlis, l'utilisation du bois énergie et le surpâturage (Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs ont montré que l'agriculture est le facteur majeur de la réduction des surfaces forestières dans les pays en voie de développement (N'Da *et al.*, 2008 ; Kissinger *et al.*, 2012 ; Streck et Zurek, 2013 ; Akpa, 2015). Ainsi, le Burkina Faso a perdu 17,5% de son couvert forestier entre 1990 et 2010 (FAO, 2010). Cela a aussi été signalé par Bombiri (2008) qui estimait la réduction annuelle du couvert végétal du Burkina Faso à 4,04% entre 1992 et 2002. Cette situation nécessite un engagement réel sur le plan politique afin d'éviter un épuisement drastique des réserves de biodiversité et des puits de carbone. Car, la dégradation rapide des forêts expose les populations, surtout celles vivant en zone rurale, à des conditions de vie plus difficiles. En effet, leurs modes de vie sont essentiellement basés sur les profits et services tirés des ressources naturelles.

¹ Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (B. Tankoano^{1,2}, M. Hien¹, N.H. Dibi², Z. Sanon¹, Y.L. Akpa², V-C. Jofack Sokeng² and I. Somda¹, 2016. Mapping land cover dynamics of Deux Balé National Park, Western Burkina Faso, International Journal of Innovation and Applied Studies ISSN 2028-9324 Vol. 16 No. 4 Jun. 2016, pp. 837-846).

Bien que la pression sur les ressources naturelles ne cesse de s'accroître, des données précises sur la cartographie détaillée, la dynamique de la végétation et sur l'appauvrissement de la biodiversité de certaines aires protégées, font encore défaut au Burkina Faso. C'est le cas du Parc national des Deux Balé. Pourtant, ces informations sont d'une importance capitale pour tout plan d'aménagement forestier visant une exploitation rationnelle des ressources végétales (N'Da *et al.*, 2008a ; Mbow, 2009 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2016). Cette étude se propose d'améliorer les connaissances sur le phénomène de la dégradation du Parc national des Deux Balé et de donner aux gestionnaires des outils d'aide à la décision indispensables à la mise en place d'une politique de gestion durable des aires protégées. Il s'agit plus spécifiquement de cartographier les différents types d'occupation des terres et d'évaluer la dynamique forestière entre 1986 et 2016. Pour atteindre ces objectifs fixés, deux hypothèses ont été émises : (i) l'imagerie satellitaire est un outil de description fine de l'occupation des terres; (ii) les changements entre 1986 et 2016 de la couverture végétale dans le Parc national des Deux Balé sont imputables aux activités anthropiques.

3.1. Matériel et méthodes

3.1.1. Matériel

Les images satellitaires utilisées ont été acquises à la même période de l'année afin de réduire les problèmes liés aux différences d'angles solaires, aux changements phénologiques de la végétation et à la différence d'humidité des sols. Ce sont les scènes (Path 196, Row 52) de Landsat 5 TM du 08 Octobre 1986, de Landsat ETM+ 19 Octobre 2010 et de Landsat 8 OLI du 21 Octobre 2016. Toutes les images sont issues de la base de données de United States Geological Survey (USGS, www Landsat.usgs.gov/). Les logiciels *Envi 5.1* et *ArcGis 10.2* ont été utilisés respectivement pour le traitement numérique des images et la cartographie. Des données de terrain ont été également collectées en complément des images satellitaires.

3.1.2. Méthodes

3.1.2.1. Traitements numériques des images satellitaires

3.1.2.1.1. Prétraitements: corrections atmosphérique et radiométrique

Les prétraitements (atmosphérique et radiométrique) sont l'ensemble des opérations préalables à effectuer avant toute analyse et extraction des informations contenues dans ces images. Ces opérations de prétraitements permettent d'éliminer tous les effets atmosphériques (Jofack-Sokeng, 2016). Ainsi, la correction radiométrique a été effectuée en utilisant le module «*Radiometric Calibration*» d'*Envi 5.1*. Ensuite, une correction des effets atmosphériques a été réalisée sur chacune des bandes des images Landsat retenues dans le

cadre de cette étude. Les principaux effets atmosphériques, notamment l'absorption par vapeur d'eau, le dioxyde de carbone, l'oxygène et l'ozone, la diffusion par les molécules, la visibilité de la scène et les aérosols ont été pris en compte. Plusieurs techniques permettent de déduire l'influence des propriétés atmosphériques sur la réflectance des objets enregistrés (Mathiew *et al.*, 2000 ; Felde *et al.*, 2003 ; Jofack-Sokeng, 2016). Dans cette étude, le module «**Atmospheric Correction**» du logiciel Envi 5.1 a été utilisé pour prédire la réflectance réelle des cibles au sol pour une atmosphère sans nuage. Le logiciel offre deux techniques de correction telles que : Quick Atmospheric Correction (QUAC) et le Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLAASH). La technique FLAASH est recommandée pour ses performances et la qualité des résultats (Alder-Golden *et al.*, 1999 ; Matthew *et al.*, 2000 ; Jofack-Sokeng, 2016). Ainsi, nous avons choisi la technique FLAASH dans cette étude. Selon Jofack-Sokeng (2016), le module FLAASH nécessite plusieurs informations en entrée et a l'avantage de :

- permettre la correction de l'effet de contiguïté : mélange de pixel dû à la diffusion du rayonnement de surface réfléchi ;
- permettre le calcul de la visibilité (ratio aérosol sur quantité de brume) de la scène à partir des conditions atmosphériques locales ;
- s'appliquer à plusieurs types de capteurs aussi bien anciens que récents dont Landsat 8 OLI ;
- traiter les images quelles que soient la date et la direction d'acquisition.

Enfin, nous avons terminé ce volet par une normalisation des bandes en utilisant l'outil «Band Math» d'Envi 5.1.

3.1.2.1.2. Extraction de la zone d'étude

Dans le cadre de cette étude à l'échelle du PNDB et sa périphérie, il est nécessaire de réaliser une extraction de la zone d'étude. Il s'agit d'extraire de l'image entière, une sous-scène ne couvrant que le Parc. En effet, à l'aide de l'outil «Resize data» (spatial/spectral), du logiciel Envi 5.1, la zone d'étude est circonscrite à l'aide d'un fichier de contour du Parc. Ainsi, de l'image de départ, nous avons extrait le PNDB et sa périphérie. Cette sous-scène présente 2000 colonnes et 2000 lignes. Par cette technique, la zone d'étude a été extraite aux dates de 1986 et 2010. Toutefois, il convient de signaler qu'aucune correction géométrique n'a été réalisée car les images ont déjà été corrigées géométriquement avant d'être mises à la disposition des utilisateurs.

3.1.2.1.3. Amélioration d'images et extraction d'informations

Des compositions colorées ont été réalisées sur les bandes brutes OLI 5-4-3 et TM 4-3-2. Ensuite, un rehaussement d'image a été fait pour faciliter l'interprétation visuelle et l'identification des classes d'occupation des terres. En appui aux premiers résultats (compositions colorées), quatre indices de végétation (indices biophysiques) ont été calculés (Goel et Quin, 1994). Il s'agit de l'indice de brillance des sols (*Brightness Index*), l'indice d'humidité (*Wetness Index*), l'indice de luxuriance (*Greenness Index*) et l'indice de végétation normalisé (*Normalized Difference Vegetation Index*). Ces indices biophysiques permettent une meilleure discrimination des classes d'occupation des terres et réduisent la confusion (Hussain *et al.*, 2013). Cette approche nous a permis de choisir 250 Parcelles d'entraînement et de contrôle qui ont été identifiées et caractérisées lors de la phase de collecte de données sur le terrain. Comme informations supplémentaires, les espèces ligneuses qui caractérisent au mieux chaque type de végétation ont été notées. Des données complémentaires telles que les réseaux routier et hydrographique ainsi que la Base de Données sur l'Occupation des Terres (BDOT, 2002) ont été utilisées.

3.1.2.1.4. Classification par la méthode de maximum de vraisemblance

La classification dirigée par la méthode de maximum de vraisemblance a été appliquée pour l'image de 2016 et a permis l'identification des différentes classes d'occupation des terres. Ainsi, la moitié des 250 Parcelles de vérité terrain a servi de base à cette classification. Pour la classification des images satellitaires anciennes, les zones stables durant la période de l'étude ont été utilisées.

Cette technique a été reprise pour la classification dirigée des images de 1986 et de 2010. Ainsi, la carte d'occupation du sol de 2016, la Base de Données sur l'Occupation des Terres (BDOT) de 2002 et les données de terrain de 2016 ont constitué la vérité de terrain. En effet, les types de végétation identifiés dans le Parc en 1986 sont les mêmes que ceux identifiés en 2016. L'occupation spatiale de ces types de végétation a été modifiée entre les différentes dates (1986 et 2016). Ainsi, les Parcelles d'entraînement et de contrôle sélectionnées sur les différentes compositions colorées de 1986 ont été faites dans les zones n'ayant pas subi de changements entre 1986 et 2016.

3.1.2.1.5. Vérification de la qualité de la classification

La validation de la classification a été faite en deux étapes. Une première validation dite thématique est basée sur une analyse visuelle comparée entre l'image de la composition colorée et l'image classifiée. La seconde validation dite statistique est basée sur l'analyse de

la matrice de confusion. Pour ce faire, les Parcelles de l'autre moitié de vérité terrain a servi de points de contrôle. Ce qui a permis de mettre en évidence la performance du traitement et la fiabilité des résultats obtenus.

3.1.2.2. Traitements post-classification

Quant aux traitements post-classification, un filtre médian 3x3 a été appliqué à toutes les images classifiées en vue de les rendre plus nettes par élimination de pixels isolés. Ensuite, la vectorisation des images classifiées a été réalisée. Enfin, les fichiers vectorisés de chacune des images traitées ont permis de générer les cartes d'occupation des terres du Parc national des Deux Balé en 1986, en 2010 et en 2016.

3.1.2.3. Évaluation de la dynamique végétale

Une évaluation des superficies des différentes classes d'occupation des terres a été faite à l'aide du logiciel *ArcGis 10.2*. Cette évaluation a servi à analyser l'évolution des différentes classes d'occupation des terres dans le Parc national des Deux Balé entre 1986 et 2016. Le taux d'évolution moyen annuel de chaque classe d'occupation des terres a été calculé suivant la formule de la FAO (1996) modifiée par Puyravaud (2003) selon l'équation 1.

$$r = \left(\frac{100}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \frac{A_2}{A_1} \quad (\text{équation 1})$$

r: Taux d'évolution annuel de la classe i; A_1 : superficie de la classe i au temps t_1 ; A_2 : superficie de la classe i au temps t_2

3.2. Résultats et Discussion

3.2.1. Résultats

3.2.1.1. Qualité des images obtenues après prétraitements

Les corrections atmosphérique et radiométrique ont permis d'améliorer la qualité des images satellitaires (Figure 7). La comparaison de l'image brute à celle prétraitée montre une différence de clarté. Les prétraitements ont rendu plus nette l'image et ont facilité aussi l'interprétation visuelle des compositions colorées, indices de végétation et le choix des sites d'entraînement.

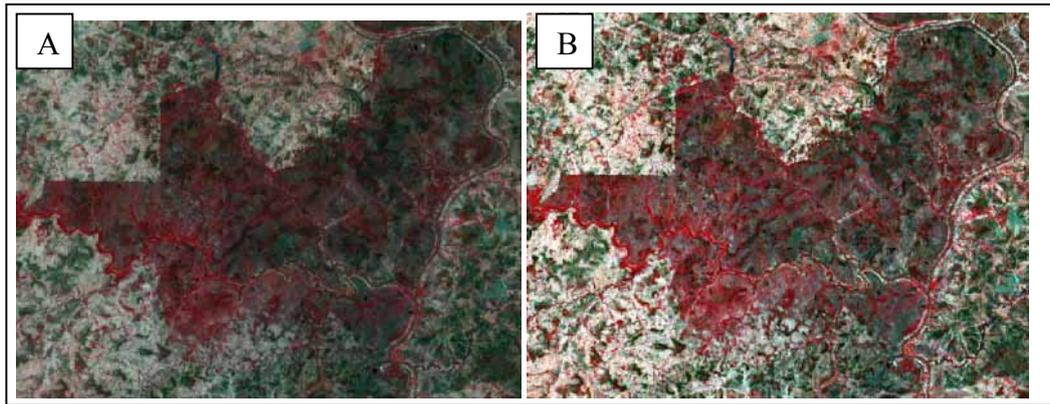


Figure 7. Images en compositions colorées 5-4-3 de 2016 sans prétraitements (A) et avec prétraitements (B).

3.2.1.2. Types de formations végétales rencontrés dans le PNDB

Le Parc national des Deux Balé (PNDB) comporte 04 types de formations végétales. Les forêts galeries et ripicoles sont rencontrées le long du fleuve Mouhoun et ses affluents (Photo1). Elles restent vertes toute l'année. Les principales espèces de cette formation sont : *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze, *Vitex chrysocarpa* Planch. ex Benth., *Cola laurifolia* Mast., *Pterocarpus santalinoides* L'Her. ex DC. et *Terminalia togoensis* Engl. et Diels.



Photo 1. Végétation de la formation ripicole à l'intérieur du Parc.

La savane arborée est caractérisée par une dominance de la strate arborée avec peu d'arbustes (Photo 2). Il existe un tapis herbacé peu dense. Le recouvrement ligneux est compris entre 50 et 70%. Comme principales espèces, il y a *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. et Perr., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. et Dalz, *Burkea africana* Hook. f., *Isobertia doka* Craib et Stapf, *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Vitellaria paradoxa* Gaertn. f., *Terminalia macroptera* Guill. et Perr. et *Combretum collinum* Fresen.



Photo 2. Végétation de la Savane arborée à l'intérieur du Parc

La savane arbustive dense est une formation végétale qui est beaucoup dominée par les arbustes. Elle est caractérisée par une strate ligneuse dense avec un tapis herbacé composé essentiellement de graminées vivaces denses. Les arbres y sont rares (Photo 3). Le recouvrement ligneux varie de 50 à 70% dont moins de 10% pour les arbres. Les principales espèces qu'on y rencontre sont *Detarium microcarpum* Guill. et Perr., *Anogeissus leiocarpa*, *Burkea africana*, *Acacia dudgeoni* Craib ex Hall., *Terminalia laxiflora*, *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh. *Piliostigma reticulatum* (D.) Hochst., *Pteleopsis suberosa* Engl. et Diels.



Photo 3. Végétation de la Savane arbustive dense à l'intérieur du Parc

La savane arbustive claire présente une strate arbustive peu dense avec un tapis herbacé composé de vivaces. Le recouvrement ligneux varie de 15 à 30% (Photo 4). Les espèces fréquentes sont *Combretum glutinosum* Perr. ex DC., *Acacia macrostachya* Reichenb. ex

Benth., *Combretum micranthum* G. Don, *Gardenia ternifolia* Schumach. et Thonn., *Balanites aegyptiaca* (L.) Del., *Ziziphus mauritiana* Lam., *Grewia lasiodiscus* K. Schum. et *Feretia apodanthera* Del.



Photo 4. Végétation de la Savane arbustive claire à l'intérieur du Parc

Les autres classes d'occupation du sol identifiées sont les zones anthropisées (champs et habitations) et les sols nus (Photos 5 et 6). A l'intérieur des champs on trouve quelques espèces ligneuses épargnées par les paysans pour leurs utilités. Ainsi, *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa* sont les deux principales espèces agro-forestières présentes dans les champs.

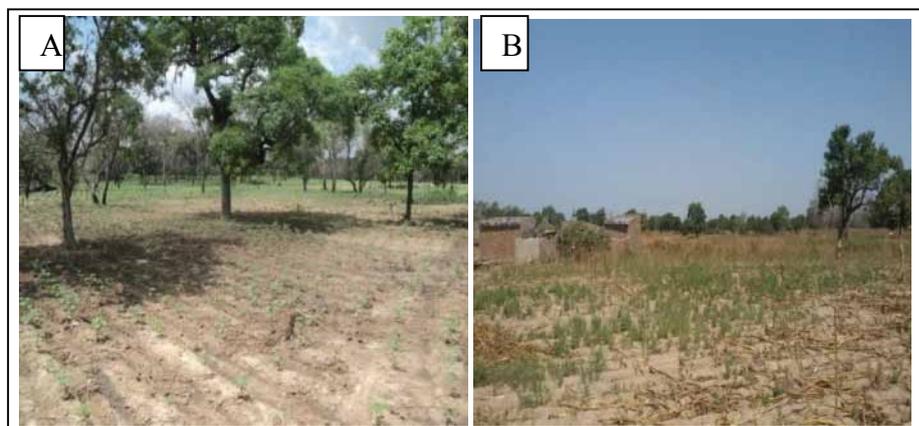


Photo 5. Zones anthropisées, champ de coton à l'intérieur du Parc (A); champ de maïs à sa périphérie (B).



Photo 6. Sol nu à l'intérieur du Parc.

3.2.1.3. Validation de la classification

La discrimination entre les différentes classes d'occupation des terres est statistiquement significative pour les images de 1986, 2010 et 2016. En effet, les résultats de l'analyse de fiabilité sont dans l'ensemble très similaires, avec des précisions globales variant de 83; 86 à 90% et des valeurs du coefficient Kappa élevées avec 0,77; 0,81 et 0,83 respectivement pour 1986, 2010 et 2016 (Tableaux IV, V et VI). Les matrices de confusion montrent globalement qu'il n'existe pas d'énormes confusions entre les classes pour les trois images (1986, 2010 et 2016). Une analyse approfondie des tableaux montre que la classe forêts galeries ou ripicoles, présente des confusions avec la classe savanes arborées. Ainsi, 26,91% des pixels de forêts galeries ou ripicoles se retrouvent classés dans la classe savanes arborées (Tableau IV) et 13,59% des pixels de la savane arborée sont classés dans la classe forêts galeries ou ripicoles (Tableau V). Pour les mêmes classes (savanes arborées et forêts galeries ou ripicoles) des confusions de l'ordre 8,71% sont observées lors de la classification de l'image de 2016 (Tableau VI). De manière globale, les autres classes d'occupation du sol sont bien discriminées avec des confusions relativement faibles.

Tableau IV : Matrice de confusion de la classification de 1986

		Données de Référence							
		Classes	FG	SA	Sad	Sac	Za	Sn	Pe
Données classification	FG		73,09	0	0	0	0	0	0
	SA		26,91	58,55	0	0	0	0	0
	Sad		0	16,34	96,75	0,43	0	0	0
	Sac		0	0	3,25	78,91	2,25	0	0
	Za		0	25,11	0	20,66	97,75	19,57	0
	Sn		0	0	0	0	0	80,43	0
	Pe		0	0	0	0	0	0	100

Précision globale=83,64%; Coefficient de Kappa=0,77

Tableau V. Matrice de confusion de la classification de 2010

Données de Référence									
Données classification	Classes	FG	SA	Sad	Sac	Za	Sn	Pe	
	FG	76,4	9,94	6,07	0	0	0	0	0
	SA	13,59	73,26	7,01	0,14	5,21	0	0	
	Sad	10,01	16,8	86,3	2,72	0,13	0	0	
	Sac	0	0	0,62	89,9	3,20	0,3	0	
	Za	0	0	0	6,1	88,56	7,20	0	
	Sn	0	0	0	0,14	2,9	92,5	0	
	Pe	0	0	0	0	0	0	100	

Précision globale=86,7%; Coefficient de Kappa=0,81

Légende des tableaux (IV;V et VI): **FG**: forêts galeries ou ripicoles; **SA**: savanes arborées; **Sad**: savanes arbustives denses; **Sac**: savanes arbustives claires; **Za**: zones anthropisées; **Sn**: sols nus; **Pe** : Plans d'eau.

Tableau VI. Matrice de confusion de la classification de 2016

Données de Référence									
Données classification	Classes	FG	SA	Sad	Sac	Za	Sn	Pe	
	FG	87,09	3,81	8,41	0	0	0	0	0
	SA	8,71	77,21	7,33	1,06	0	0	0	
	Sad	4,20	10,95	84,26	0	0	0	0	
	Sac	0	0	0	96,03	1,09	1,72	0	
	Za	0	8,03	0	8,8	91,64	0,34	0	
	Sn	0	0	0	4,11	7,27	97,94	0	
	Pe	0	0	0	0	0	0	100	

Précision globale=90,6%; Coefficient de Kappa=0,83

3.2.1.4. États de l'occupation du sol en 1986, 2010 et en 2016

La cartographie de l'occupation des terres en 1986 montre que les forêts galeries ne représentaient que 3,82% (3079,8 ha) de la superficie du Parc ; comparativement aux savanes qui représentaient, à elles seules, 94,23% (75949,07 ha). Ceci dénote de la forte dominance de cette aire protégée par les savanes. Avec 1331,19 ha, les zones anthropisées et les sols nus représentaient 1,94% de la superficie totale cartographiée (Figure 8). Les résultats cartographiques de 2010 montrent que les forêts galeries n'occupaient plus que 2,24% du Parc contre 93,36% pour les savanes et 4,4% pour les classes zones anthropisées et les sols nus (Figure 9).

Avec 74263,5 ha en 2016, le couvert végétal représente 92,14% de la superficie totale du Parc. Il est essentiellement constitué de forêts galeries (2462,31 ha), savanes arborées (11 802,87 ha), savanes arbustives denses (32995,08 ha) et de savanes arbustives claires (26468,28 ha). La classe forêts galeries ou forêts ripicoles représente 3,05% de la superficie du Parc contre 89,68% pour les savanes. Les zones anthropisées et les sols nus, avec une superficie de 5812,74 ha occupent 7,27% de l'ensemble du Parc (Figure 10).

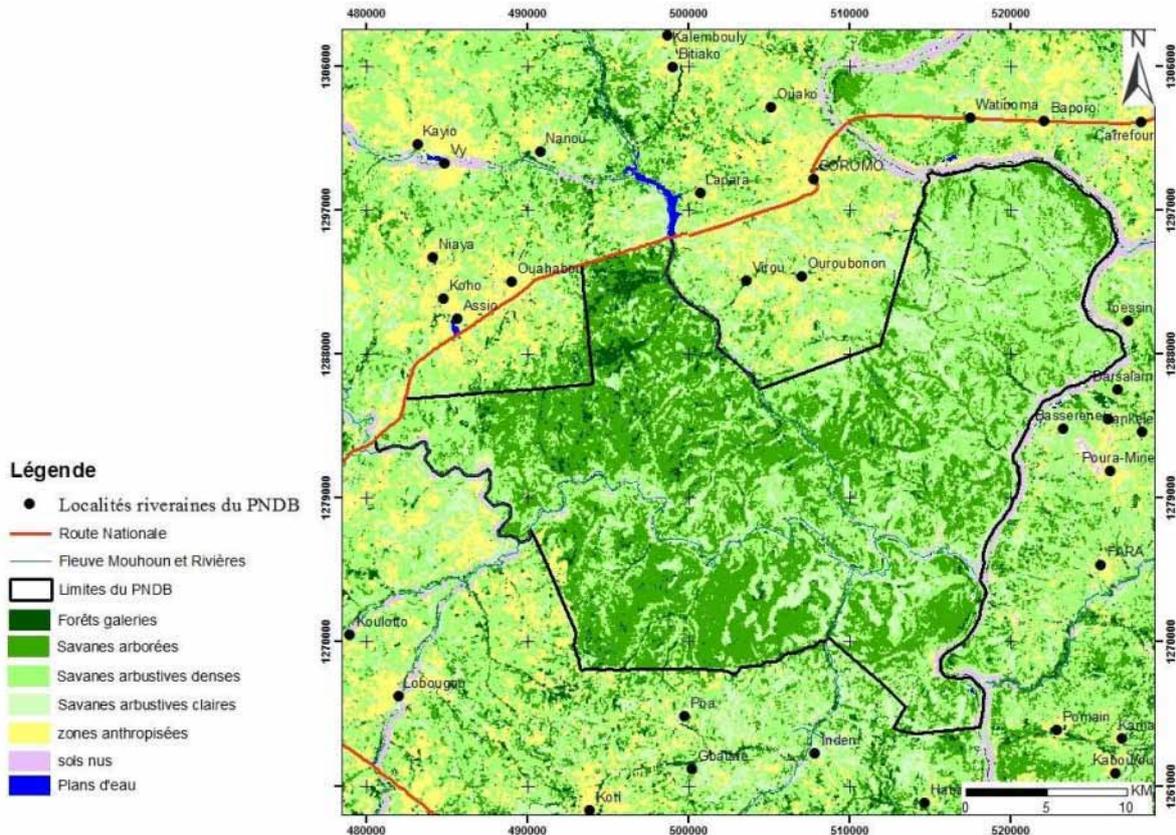


Figure 8. Carte d'occupation du sol du PNDB en 1986

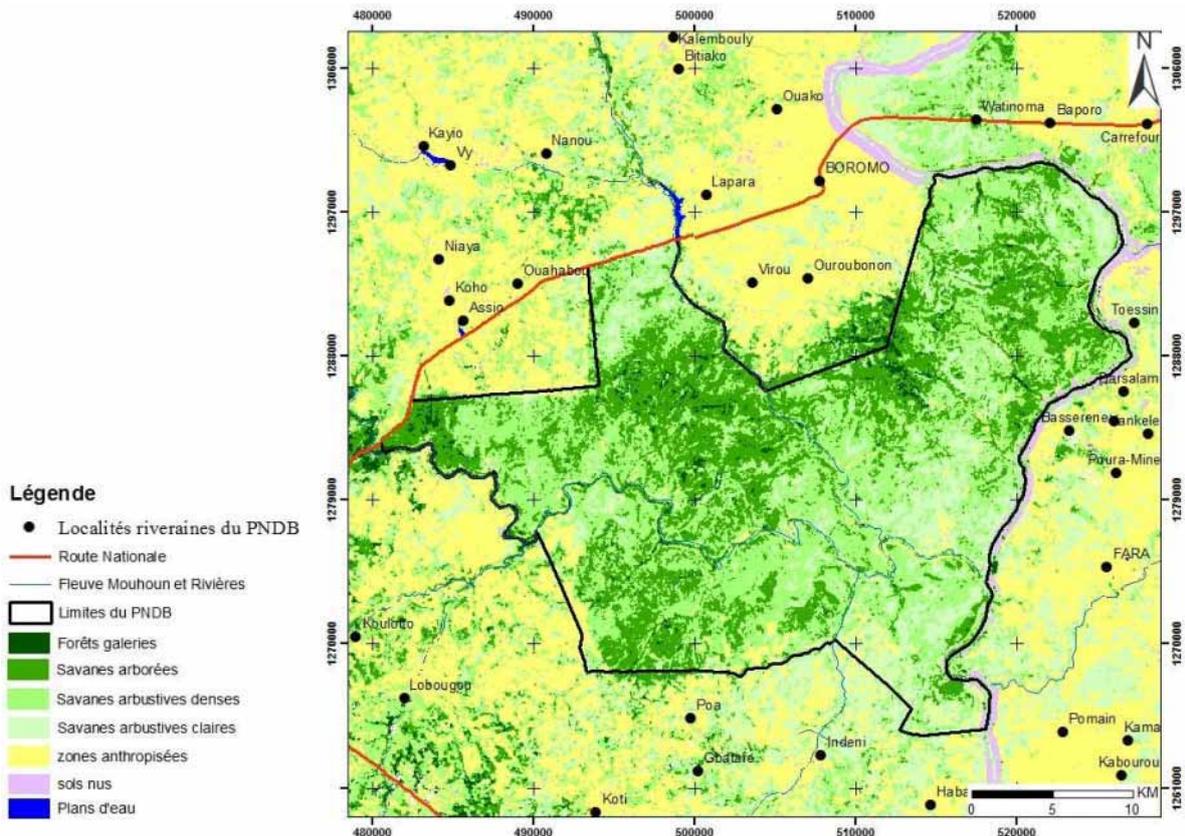


Figure 9. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2010

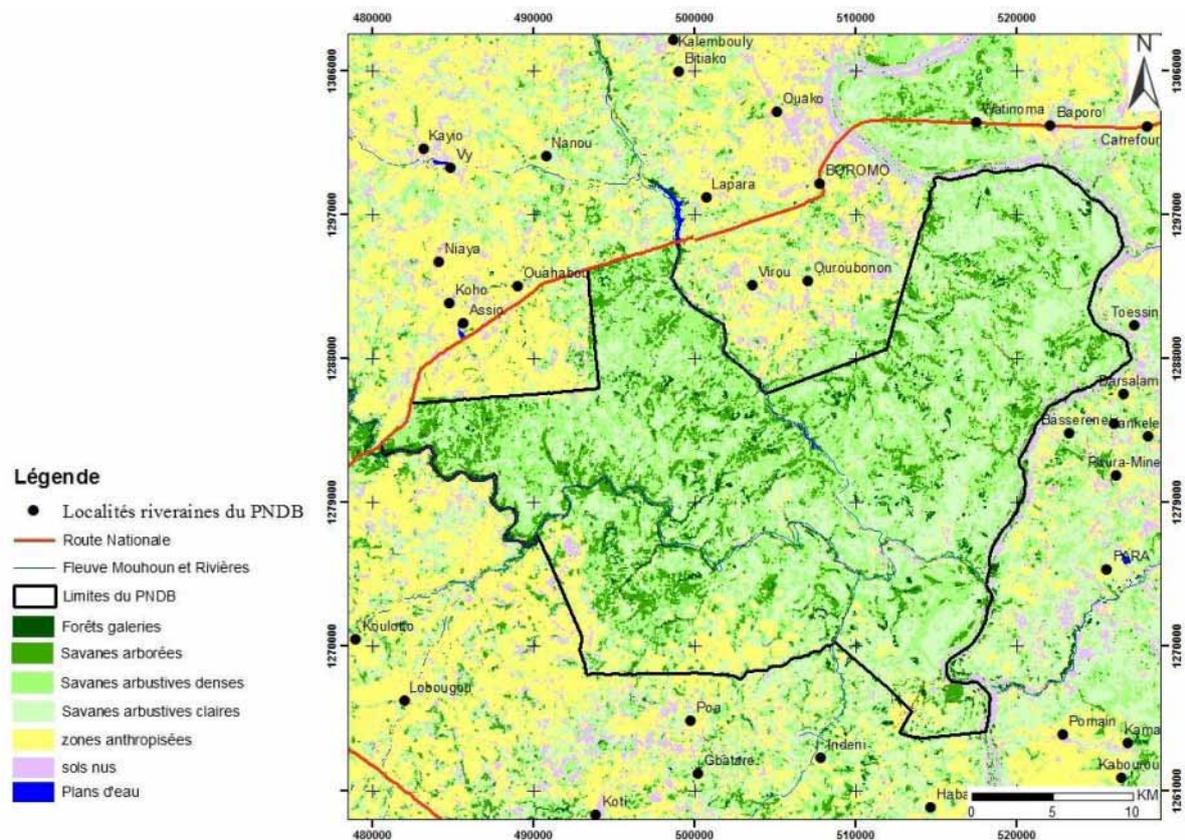


Figure 10. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2016

3.2.1.5. Dynamique de la végétation du Parc national des Deux Balé

Les cartes de 1986, 2010 et 2016 ont permis de quantifier la dynamique de l'occupation des terres du PNDB. Les résultats cartographiques et statistiques obtenus permettent de mettre en évidence une évolution progressive de certaines classes d'occupation des terres entre 1986, 2010 et 2016 (Tableau VII). Les savanes arbustives claires sont le type de végétation qui a connu la plus forte augmentation de sa surface. Elles sont passées de 9447,72 ha en 1986 à 12297,6 ha en 2010, soit une augmentation annuelle de 1,26%. Les savanes arbustives denses ont augmenté de 3946,59 ha entre 1986 et 2010. La classe zones anthropisées a connu aussi une augmentation de 2023,29 ha entre 1986 et 2010, soit une progression de 3,5% par an. Contrairement aux autres classes d'occupation des terres ; les forêts galeries et les savanes arborées sont en recul entre 1986 et 2010. Les forêts galeries et les savanes arborées ont perdu respectivement 1270,62 ha et 7498,71 ha en 24 ans. Enfin, la classe des sols nus quant à elle, a perdu 37,35 ha entre 1986 et 2010, soit un recul de 0,74% par an.

Entre 2010 et 2016, excepté les savanes arborées et les savanes arbustives denses qui ont connu une perte respectivement de 14275,62 ha et de 2858,04 ha, les autres classes d'occupation des terres ont connu une progression. Une évolution progressive de l'ordre de 1,28%, 2,86%, 1,53% et 6,75% par an, respectivement pour les forêts galeries, les savanes arbustives claires, les zones anthropisées et les sols nus, a été notée.

Tableau VII. Évolution des classes d'occupation du sol entre 1986-2010 et entre 2010-2016

Classes	S1 (ha)	S2 (ha)	C1 (ha)	T1(%)	S3 (ha)	C2 (ha)	T2(%)
FG	3079,8	1809,18	-1270,62	-2,22	2462,31	653,13	1,28
SA	33577,2	26078,49	-7498,71	-1,05	11802,87	-14275,62	-2,96
Sad	31906,53	35853,12	3946,59	0,42	32995,08	-2858,04	-0,35
Sac	9447,72	12297,6	2849,88	1,26	26468,28	14170,68	2,86
Za	1331,19	3354,48	2023,29	3,5	4847,85	1493,37	1,53
Sn	228,51	191,16	-37,35	-0,74	964,89	773,73	6,75
Pe	11,43	0	11,43	-19,75	41,13	41,13	25,08

Légende: **S1** (superficie en 1986); **S2** (superficie en 2010); **S3** (superficie en 2016); **T1** (Taux de changement entre 1986-2010); **T2** (Taux de changement entre 2010-2016); **C1** (perte ou gain de superficie entre 1986-2010); **C2** (perte ou gain de superficie entre 2010-2016), **FG**: forêts galeries; **SA**: savanes arborées; **Sad**: savanes arbustives denses; **Sac**: savanes arbustives claires; **Za**: zones anthropisées; **Sn**: sols nus; **Pe**: Plans d'eau

3.3. Discussion

3.3.1. Description de la végétation et traitements d'images

Sur la base de la description physionomique de la végétation faite sur le terrain nous avons pu identifier sept (07) classes d'occupation du sol dans le PNDB. Parmi ces 7 classes il y a quatre classes de végétation. Les résultats cartographiques confirment les descriptions faites sur le terrain. Ce qui signifie que les classes thématiques sont bien définies. Une meilleure définition des classes d'occupation du sol sur le terrain permet de faire une classification de qualité (Inoussa *et al.*, 2011).

La méthode des classifications dirigées a permis de distinguer sept classes d'occupation des terres, qui ne sont pas toujours bien différenciées. Cette confusion est due à des réponses spectrales proches entre certaines de ces formations ligneuses (Diallo *et al.*, 2011). Ces mêmes difficultés ont été signalées par d'autres auteurs (N'Da *et al.*, 2008 ; Mbow, 2009 ; Tabopda et Huynh, 2009 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Tankoano *et al.*, 2015). En plus, la confusion pourrait être liée à la définition des Parcelles homogènes lors du choix des sites d'entraînement (Diallo *et al.*, 2011 ; Tankoano *et al.*, 2016). Malgré ces difficultés, les résultats cartographiques obtenus sont satisfaisants. En effet, les coefficients de Kappa obtenus sont de 0,77, 0,81 et 0,83, respectivement pour les images de 1986 ; 2010 et 2016. Ces précisions satisfaisantes pourraient être liées à une meilleure description des classes d'occupation des terres lors de la phase terrain. De même, le choix des Parcelles d'entraînement des zones homogènes influencent positivement la qualité de la classification d'image. Avec l'hétérogénéité du paysage sahélien, un tel résultat s'explique par la qualité des images et le choix des classes thématiques (Geymen et Baz, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011). Ces cartes sont de qualité et utilisables, car les indices de Kappa et les taux de classification global sont supérieurs à 50% (Pointus, 2000 ; Kabba et Li, 2011). Quant aux confusions observées entre la classe «zones anthropisées» et la classe de savanes arborées, cela est lié au fait que les arbres utiles épargnés dans les champs donnent à cette classe, par endroits, l'aspect d'une savane arborée.

3.3.2. Dynamique de la végétation et facteurs explicatifs

Les résultats obtenus au niveau de la dynamique de la végétation montrent que dans le PNDB, certaines formations boisées (les forêts galeries et les savanes arborées) ont connu une régression entre 1986 et 2010. Cette régression pourrait être liée aux activités humaines (bois-énergie, agriculture, feux de brousse et le surpâturage). Cette pression anthropique sur les savanes boisées a déjà été signalée (Kouassi *et al.*, 2012 ; Mama *et al.*, 2013 ; Tankoano *et al.*,

2015). La pression anthropique sur le Parc est plus perceptible avec l'installation des activités agricoles à sa périphérie. Les observations montrent que la végétation de la partie non protégée (la périphérie du Parc) est la plus dégradée à cause de la pression anthropique. Ce même constat a été signalé dans d'autres pays d'Afrique de l'Ouest, notamment au Mali (Diallo *et al.*, 2011), en Côte d'Ivoire (N'Da *et al.*, 2008 ; Kouassi *et al.*, 2012) et au Niger (Inoussa *et al.*, 2011). La présence de zones anthropisées dans le Parc s'explique par une forte pression foncière à la périphérie. La proximité du Parc avec la ville de Boromo et les hameaux de culture tout autour en fait une réserve de terres cultivables. Cependant, les défrichements agricoles ont déjà été relevés comme un facteur important dans la dynamique régressive des ligneux par plusieurs auteurs (Faye *et al.*, 2008 ; Sawadogo, 2009 ; Tabopda et Huynh, 2009 ; Ozer *et al.*, 2010). En plus, le passage régulier des feux ne favorise pas la reconstitution de la végétation naturelle (Faye *et al.*, 2008 ; N'Da *et al.*, 2008a ; Diallo *et al.*, 2011). Outre les activités humaines, il y a le facteur climatique qui pourrait expliquer cette dynamique régressive de ces formations arborées. En effet, la contrainte climatique principale est la variabilité dans la distribution et l'imprévisibilité des précipitations, qui s'augmentent du Sud au Nord (Ozer *et al.*, 2010). Plusieurs études ont montré les impacts négatifs de la sécheresse sur la végétation (Darkoh, 2003 ; N'Da *et al.*, 2008a ; Diallo *et al.*, 2011 ; Kouassi *et al.*, 2012). En Afrique, certaines études ont montré que les sécheresses répétées des années 1970 ont entraîné la mortalité des espèces ligneuses des écosystèmes sensibles (Boudet, 1972 ; Koné *et al.*, 2007). Les effets de la sécheresse en milieu de savanes sont observés à travers les variations de la couverture ligneuse qui sont très indicatrices des changements climatiques à l'échelle locale (Koné *et al.*, 2007 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Kouassi *et al.*, 2012). Ainsi, les comportements des populations dépendent de plusieurs facteurs, notamment le climat et la charge anthropique du milieu (Masozera et Alavalapati, 2004). Pendant une période de crise de type climatique, les aires protégées sont exposées et parfois soumises à l'assaut des populations riveraines en quête de meilleures zones de cultures (Tabopda et Fosting, 2010 ; Kambiré *et al.*, 2015). Les sécheresses des années 1970 et 1980 qui ont touché tout le territoire Burkinabé n'ont pas épargné la zone du Parc national des Deux Balé.

Entre 2010 et 2016, on note une forte progression des classes de végétation à l'exception des savanes arbustives denses et des savanes arborées. Cela pourrait s'expliquer par une surveillance accrue du Parc. Également, les efforts d'aménagements ont contribué à la protection du Parc. Malheureusement les zones anthropisées ont connu une progression significative pendant cette même période. Ceci pourrait s'expliquer par la forte pression foncière à la périphérie dudit Parc. Cette pression foncière a été mise en évidence par la

cartographie qui montre une progression du front agricole entre 2010 et 2016. En Afrique subsaharienne, le manque de nouvelles terres agricoles et fertiles incite les populations à s'installer dans les réserves forestières (Ba *et al.*, 2004 ; Tabopda et Fosting, 2010 ; Tankoano *et al.*, 2016a).

Conclusion partielle

Cette étude avait pour principal objectif d'améliorer les connaissances sur le phénomène de la déforestation du Parc national des Deux Balé, afin de donner aux gestionnaires, des outils d'aide à la décision, indispensables à la mise en place d'une politique de gestion durable des aires protégées. Particulièrement, il s'était agi de mettre en évidence la dynamique forestière entre 1986 et 2016 au moyen de la télédétection, des données de terrain et des Systèmes d'Informations Géographiques. Le Parc est à dominance savanicole. La couverture ligneuse a connu une régression de près de 1857 ha entre 1986 et 2010 au profit des «zones anthropisées» et des sols nus. Entre 2010 et 2016 la couverture ligneuse a encore diminué plus, soit près de 2308 ha. Cependant, pour la même période, les zones anthropisées ont augmenté de 1493 ha. La faible protection du Parc par endroits, surtout dans sa partie sud constitue une menace quasi-permanente pour le Parc.

CHAPITRE 4. ANALYSE DE LA STRUCTURE SPATIO-TEMPORELLE DU PAYSAGE DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ²

Introduction

Les formations forestières jouent un rôle primordial dans l'équilibre de la nature et du climat (Kabulu *et al.*, 2008). Ces formations végétales servent de refuges pour la plupart des espèces animales. En plus, les forêts remplissent de nombreuses fonctions telles que la fourniture d'aliments aux populations locales, la séquestration du carbone, la conservation de la biodiversité, le contrôle de l'érosion, le stockage de l'eau, l'interception et la redistribution des précipitations. Les forêts étant un bien commun universel (Kabulu *et al.*, 2008), il est plus que nécessaire de bien les gérer pour les générations futures.

Cependant, la plupart des paysages de par le monde sont modifiés par les activités humaines engagées pour répondre aux besoins socio-économiques des populations (Fahrig, 2003; Ouoba, 2006 ; Kabulu *et al.*, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Toko *et al.*, 2012). En Afrique de l'Ouest surtout dans la zone tropicale, le constat général est la régression continue des massifs forestiers (Toko *et al.*, 2012). Malheureusement, les aires protégées qui constituent de nos jours les réservoirs de biodiversité, sont sous des pressions humaines sans précédent. La Direction des Forêts en 2007 estimait que 60% des aires du domaine classé sont occupées par des exploitations agricoles, des hameaux de cultures et mêmes des villages dotés d'infrastructures socio-économiques (DIFOR, 2007). Les occupants de ces aires y pratiquent des feux de brousse, la coupe illégale du bois, le surpâturage et la carbonisation. Pour certains auteurs, en Afrique de l'Ouest, les causes majeures des perturbations de la structure et de la physionomie de la végétation au sein des aires protégées sont les feux de végétation; le surpâturage, l'agriculture itinérante sur brulis et l'irrégularité de la pluviométrie (Hien *et al.*, 2002 ; Grégoire et Simonetti, 2010 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Inoussa *et al.*, 2011). A cela, s'ajoutent les effets du changement global du climat (Ozer, 2004 ; Inoussa *et al.*, 2011 ;). L'ensemble de ces pressions anthropiques entraîne un dysfonctionnement des écosystèmes forestiers et une perte de la biodiversité (Toko *et al.*, 2012). Ainsi, les effets combinés de ces deux facteurs (activités humaines et changement climatique) conduisent à la fragmentation des écosystèmes forestiers et à la perte d'habitats de la faune et de la flore (Touré, 2010 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013 ; Tankoano *et al.*, 2015). Ces phénomènes sont une

² Ce chapitre a fait l'objet d'un article accepté à *International Journal of Current Research* indexé sous le numero 23183 (Boalidia Tankoano^{1,2*}, Hyppolite N'Da Dibi², Jérôme T. Yaméogo¹, Martin Karlson³, Valère-Carin Jofack-Sokeng², Koffi Fernand Kouamé² et Mipro Hien¹. Analysis of the spatial and temporal structure of landscape of Deux Balé National Park, Burkina Faso)

menace pour la gestion de la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes dans les aires protégées (Clerici *et al.*, 2007).

Dans le Parc national des Deux Balé, des études adoptant des approches de télédétection et de SIG pour l'analyse de la dynamique des écosystèmes forestiers ont été réalisées ainsi que sur la diversité floristique (Coziadom, 2009 ; Tankoano, 2014). En revanche, des données spécifiques sur la dynamique spatio-temporelle du paysage dudit Parc font défaut. Pourtant, ces informations sont d'une importance capitale pour mieux cerner les changements qui s'opèrent dans le Parc. En plus, de telles informations sont nécessaires pour l'élaboration de plan d'aménagement forestier visant une exploitation rationnelle des ressources végétales. La présente étude vise à combler cette lacune. L'objectif général est d'analyser la dynamique spatio-temporelle de la structure du paysage forestier du Parc par l'imagerie satellitaire et les techniques de l'écologie du paysage. De façon spécifique, il s'agit de: i) faire une description des changements d'occupation du sol intervenus entre 1986 et 2016, ii) et calculer les indices de structure spatiale de classes de végétation en 1986 et en 2016.

4.1. Matériel et méthodes

4.1.1. Matériel

Les cartes d'occupation du sol de 1986 et 2016 (confère chapitre 3) ont été utilisées dans le cadre de cette étude. Le logiciel Fragstats 4.2 a été utilisé pour générer les différents indices de structures spatiales.

4.1.2. Méthodes

4.1.2.1. Détermination des changements de l'occupation du sol du PNDB

Pour mettre en exergue les mutations qui se sont opérées dans le Parc national des Deux Balé entre 1986 et 2016, la méthode de la matrice de transition a été utilisée. Cette technique a déjà été utilisée avec succès par certains auteurs (Schlaepfer, 2002 ; Bamba *et al.*, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011). Cette matrice de transition entre les deux dates (t_0 et t_1) a été obtenue à partir des données statistiques de chaque carte. Ces valeurs de matrice de transition proviennent de la superposition des deux cartes grâce au logiciel ArcGis 10.2, dans le but de détecter les changements opérés dans l'occupation du Parc entre les deux dates. C'est une matrice carrée décrivant de façon condensée, les changements d'états des classes d'occupation du sol pendant la période considérée (Schlaepfer, 2002 ; Bamba *et al.*, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011). Les cellules de la matrice contiennent la valeur d'une variable étant passée d'une classe initiale i à une classe finale j pendant la période allant de t_0 à t_1 . Les valeurs des colonnes et

des lignes représentent des proportions des superficies occupées par chaque classe au temps correspondant. Ainsi, les colonnes de la matrice indiquent les états d'occupation du sol en 2016 et les lignes correspondent aux états en 1986. Pour réaliser ce croisement, une codification des classes de végétation a été nécessaire. Par la suite, une comparaison des codes entre les deux cartes a été faite. Il s'est agi d'une approche d'identification des changements à partir des changements de codes pour les vecteurs de classe identique. Enfin, la codification des classes d'occupation du sol a permis aussi de réaliser la carte de dynamique du Parc. Ainsi, il a été possible d'identifier la stabilité, la progression et la régression des classes d'occupation du sol.

4.1.2.2. Calcul des indices de structure spatiale des taches des classes d'occupation du sol

Le calcul de ces indices de paysage a permis d'analyser la structure spatiale des classes d'occupation du sol entre 1986 et 2016. Ces indices ainsi calculés à l'aide du logiciel Fragstats 4.2 concernent :

- Nombre de taches (n_j)

Le nombre de taches n_j de chaque classe j a été déterminé. Cet indice nous renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. En effet, l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (Patton, 1975 ; Davidson, 1998).

- Aire totale (a_j)

L'aire totale (a_j) occupée par la classe j (ha) a été calculée suivant l'équation ci-dessous où a_{ij} est l'aire de la i -ème tache de la classe j :

$$a_j = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} \quad \text{équation (12)}$$

Si l'aire d'une classe est grande, sa fragmentation est censée être faible, et si elle est petite sa fragmentation est importante (Kabulu *et al.*, 2008).

- Périmètre

Le périmètre total (P_j) de la classe j (exprimé en km) est la somme des contours de chacune des taches (P_{ij}) de cette classe selon l'équation suivante :

$$P_j = \sum_{i=1}^{n_j} P_{ij} \quad \text{équation (13)}$$

- Dominance (D_j)

La dominance D_j indiquant la proportion d'aires occupées par la tache dominante dans la classe j a été aussi calculée suivant la formule ci-dessous :

$$D_j = \frac{a_{max,j}}{a_{tj}} \times 100 \quad \text{équation (14)}$$

Elle varie de $0 \leq D_j \leq 100$. Plus la valeur de dominance est élevée, moins la classe sera fragmentée.

- Aire moyenne (\bar{a}_j)

L'aire moyenne \bar{a}_j (la valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j) a été calculée selon la formule suivante :

$$\bar{a}_j = \frac{a_{tj}}{n_j} \quad \text{équation (15)}$$

Cet indice sera d'autant plus grand que la classe présente en moyenne des blocs forestiers importants (Kabulu *et al.*, 2008). On pourra donc espérer que le paysage sera d'autant plus intact que l'indice est plus élevé.

- Indice de dimension fractale

La dimension fractale a été calculée. Cet indice est considéré comme une mesure du degré d'anthropisation des taches d'une classe du paysage (Krummel *et al.*, 1987). Elle utilise essentiellement le principe du ratio entre périmètre et surface. La dimension fractale a été proposée par Mandelbrot (1994). Le but de la dimension fractale est de quantifier selon Iorgulescu et Schlaepfer (2000) la forme des objets complexes. La formule de base s'écrit comme suit:

$$p_{tj} = k \times a_{tj}^{Df_j/2} \quad \text{équation (16)}$$

Avec P_{ij} , la somme totale du contour de chacune des taches d'une classe et Df_j la dimension fractale de la classe j .

Pour obtenir Df_j , une transformation logarithmique a été faite :

$$\log p_{tj} = \log k + \left(\frac{Df_j}{2} \right) \times \log a_{tj} \quad \text{équation (17)}$$

Df_j est la dimension fractale de la classe j et k une constante.

La dimension fractale de la classe j s'obtient donc à partir de la régression linéaire entre les aires ($\log a_{ij}$) et les périmètres ($\log p_{ij}$) de l'ensemble des taches de la classe. Le graphique log-log donne la pente de la régression qui est égale à $Df_j/2$. La valeur de la dimension fractale est donc le double de la valeur de la pente de la droite de régression obtenue. Elle varie de 1 à 2. Lorsque Df_j tend vers 2, les taches ont des formes complexes (milieu naturel moins anthropisé) ; lorsque Df_j tend vers l'unité, les taches ont des formes simples ou régulières (carré, rectangle,...) le plus souvent liées aux activités anthropiques (Krummel *et al.*, 1987 ; Iorgulescu et Schlaepfer, 2000 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013).

Pour la description de la configuration du paysage, l'arbre de décision proposé par Bogaert *et al.* (2004) a été utilisé. Cet arbre de décision a été utilisé avec succès par d'autres auteurs (Barima *et al.*, 2009 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013). L'arbre comporte les dix processus de transformation spatiale suivants :

- suppression : disparition d'une ou de plusieurs taches ;
- création : formation de nouvelles taches ;
- déformation: changement de forme des taches sans changement de superficie ;
- dissection : subdivision des taches par des lignes de largeur uniforme et de petite dimension ;
- agrandissement : expansion de taille des taches ;
- fragmentation : rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes, de formes et de tailles différentes ;
- perforation : formation de trous dans les taches ;
- déplacement : translocation d'une ou de plusieurs taches ;
- agrégation : fusion de taches ;
- rétrécissement : réduction de taille des taches.

Les paramètres d'entrée à introduire dans l'arbre de décision sont le nombre (n_j) de taches, la surface (a_j), le périmètre (p_j) appartenant à la classe j aux temps initial et final de l'étude. Ces trois éléments sont considérés comme étant les éléments principaux de la description de la configuration paysagère (Barima *et al.*, 2009 ; Diallo *et al.*, 2011). Le changement de chacun des trois éléments est utilisé pour aboutir à un processus représentatif de la dynamique observée. Les données relatives à ces trois éléments sont calculées pour l'image de 1986

(a_{1986} , p_{1986} et n_{1986}) et pour celle de 2016 (a_{2016} , p_{2016} , n_{2016}). La prise de décision se base sur la comparaison de leurs valeurs. Ainsi, selon l'arbre de décision ou modèle, par exemple il y a la création lorsque $n_{2016} > n_{1986}$ et $a_{2016} > a_{1986}$, et dans le cas où $n_{2016} > n_{1986}$ et $a_{2016} < a_{1986}$, il existe deux processus: fragmentation et dissection. Pour différencier les processus de fragmentation et de dissection, il est nécessaire de faire une comparaison entre t et t_{obs} . Le choix de t est subjectif (avec $0 < t \leq 1$) mais t_{obs} est calculé (Bogaert *et al.*, 2004 ; Barima *et al.*, 2009). Nous avons adopté le seuil de $t=0,5$ proposé par Barima (2009). Ainsi, lorsque $t_{obs} > 0,5$ il y a dissection et lorsque $t_{obs} < 0,5$ il y a fragmentation.

$$t_{obs} = \frac{a_{2016}}{a_{1986}} \quad \text{équation (18)}$$

Les autres processus de transformation sont l'agrégation ($n_{2016} < n_{1986}$, $a_{2016} > a_{1986}$) et la suppression ($n_{2016} < n_{1986}$, $a_{2016} < a_{1986}$). Lorsque le nombre de taches pour les deux dates est identique $n_{2016} = n_{1986}$, il y a soit un agrandissement ($a_{2016} > a_{1986}$), soit une perforation ($a_{2016} < a_{1986}$ et $p_{2016} > p_{1986}$), soit un rétrécissement ($a_{2016} < a_{1986}$ et $p_{2016} < p_{1986}$), soit une déformation ($a_{2016} < a_{1986}$ et $p_{2016} \neq p_{1986}$) et soit un déplacement ($a_{2016} < a_{1986}$ et $p_{2016} = p_{1986}$).

4.1.2.3. Choix des indices de structures spatiales

Le choix de ces indices est guidé par le fait que dans la littérature, ils sont les plus fréquemment utilisés. Ainsi, plusieurs auteurs ont utilisé avec succès les indices des structures spatiales pour quantifier les changements d'occupations du sol après classification des images satellites (Bamba *et al.*, 2008 ; Kabulu *et al.*, 2008 ; Barima, 2009 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Diallo *et al.*, 2011 ; Toko *et al.*, 2012). L'existence de corrélation entre ces indices, même si elle indique une redondance de l'information (Bogaert et Mahamane, 2005), constitue un argument pour mettre en évidence le fait que les observations ne sont pas dues à un hasard.

4.2. Résultats et Discussion

4.2.1. Résultats

4.2.1.1. Changements intervenus dans la composition du paysage du PNDB

L'analyse de la matrice de transition (Tableau VIII) révèle les changements opérés entre les classes d'occupation du sol de 1986 à 2016 dans le PNDB. Ainsi, les classes forêts galeries, savanes arborées et zones anthropisées ont connu de forts taux de changements entre 1986 et 2016. En effet, les taux de changement des classes forêts galeries, savanes arborées et zones anthropisées sont respectivement de 89,37%, 83,8% et 72,92%. Les classes savanes arbustives denses et claires, sols nus et plans d'eau sont restées plus stables que les autres classes entre 1986 et 2016. Ainsi, les taux de stabilité pour les classes savanes arbustives denses, savanes

arbustives claires, sols nus et plans d'eau sont respectivement de 41,88%, 38,26%, 50,83% et 88,19%. De façon générale, on constate une progression des savanes arbustives denses et claires. Cette augmentation s'est faite au détriment des autres classes de végétation telles que les forêts galeries et les savanes arborées. L'analyse synthétique des mutations d'occupation du sol dans le paysage du PNDB entre 1986 et 2016 a permis de mettre en exergue l'extension des zones anthropisées, la réduction de la savane arborée et des forêts galeries et l'installation progressive des savanes arbustives (claires et denses).

Tableau VIII. Matrice de transition des classes d'occupation du sol dans le PNDB

1986 \ 2016	FG (%)	SA (%)	Sad (%)	Sac (%)	Za (%)	Sn (%)	Pe (%)
FG (%)	10,63	2,07	3,34	3,73	0,85	3,88	11,02
SA (%)	32,42	16,2	13,77	8,7	11,16	5,76	0
Sad (%)	36,75	42,53	41,88	41,37	21,23	7,11	0
Sac (%)	15,49	31,4	36,01	38,26	22,53	8,22	0
Za (%)	4,2	7,25	4,08	6,14	27,08	23,74	0
Sn (%)	0,41	0,47	0,89	1,75	17,14	50,83	0,79
Pe (%)	0,1	0,07	0,035	0,04	0,01	0,46	88,19
Changement(%)	89,37	83,8	58,12	61,74	72,92	49,17	11,81

Légende: **FG**: Forêts Galeries; **SA**: Savanes Arborées; **Sad**: Savanes arbustives denses; **Sac**: Savanes arbustives claires; **Za**: Zones anthropisées; **Sn**: Sols nus; **Pe**: Plans d'eau

4.2.1.2. Dynamique de la structure spatiale du paysage du PNDB

Pour mieux évaluer la dynamique structurale du PNDB, les indices de structures spatiales ont été calculés pour chacune des classes d'occupation du sol en 1986 et en 2016 (Tableau IX). Ces indices ont permis de détecter les changements opérés dans le paysage du PNDB entre 1986 et 2016. Excepté la classe des forêts galeries, le nombre de taches augmente entre 1986 et 2016. Pour la classe des savanes arborées, le nombre de taches est passé de 2328 en 1986 à 3499 en 2016. Pour les savanes arbustives denses, il était de 2458 en 1986 et est passé à 2578 en 2016. Pour les classes de zones anthropisées, sols nus et plans d'eau, le nombre de taches a doublé entre 1986 et 2016. Ainsi, en comparant les aires et le nombre de taches des classes d'occupation du sol du PNDB, trois processus de transformation s'observent; notamment la fragmentation, la suppression et la création. Pour les classes de savanes arbustives, zones anthropisées, sols nus et plans d'eau, on a $n_{2016} > n_{1986}$ et $a_{2016} > a_{1986}$, il y a donc création de

nouvelles taches. Pour la classe des savanes arborées, on a noté que $n_{2016} > n_{1986}$ et $a_{2016} < a_{1986}$ et, dans de telles conditions, les deux processus fragmentation et dissection peuvent être envisagés. Mais, on constate que $t_{obs} < 0,5$ ce qui signifie que cette classe de savanes arborées a été fragmentée entre 1986 et 2016. Au niveau de la classe de forêts galeries, on constate que $n_{2016} < n_{1986}$, $a_{2016} < a_{1986}$, ceci indique que le processus de suppression est survenu dans cette classe du paysage du PNDB. Il convient de signaler que les processus d'agrégation, d'agrandissement, de déformation, de dissection, de déplacement, de perforation et rétrécissement n'ont pas été observés dans le paysage du PNDB.

Les valeurs de dimension fractale tendent vers 1 pour toutes les classes d'occupation du sol entre 1986 et 2016. Ce qui révèle une transformation des formes complexes en formes simples plus ou moins régulières. Ces valeurs de dimension fractale proche de l'unité, mettent en évidence l'influence anthropique dans le paysage du PNDB et aussi une suppression de certaines taches fragmentées.

Les valeurs de la dominance D_j ont aussi permis de révéler le processus d'anthropisation du paysage du PNDB. Ainsi, les valeurs maximale et minimale de dominance D_j varient entre 2,32% et 44,29% en 1986 et entre 3,2% et 90,59% en 2016. Les valeurs de D_j pour les classes de savanes arbustives, de zones anthropisées, de sols nus et de plans d'eau ont augmenté de façon considérable entre 1986 et 2016 alors que les valeurs des classes de savanes arborées et de forêts galeries ont diminué entre les deux dates, indiquant ainsi le niveau du processus d'anthropisation et de dégradation du PNBD. La tendance à l'anthropisation est confirmée par la diminution spectaculaire de l'aire moyenne (\bar{a}_j) des taches de savanes arborées entre 1986 et 2016. La valeur de l'aire moyenne \bar{a}_j de la classe a considérablement chuté, elle passe de 14,42 ha en 1986 à 3,37 ha en 2016. Pour la même période, l'aire moyenne \bar{a}_j des classes de savanes arbustives claires, de zones anthropisées, de sols nus et de plans d'eau, a augmenté.

Tableau IX. Indices de structures spatiales des classes d'occupation du sol en 1986 et 2016 du Parc national des Deux Balé

	FG	SA	Sad	Sac	Za	Sn	Pe
1986							
n_j	1690	2328	2458	3354	706	308	8
a_j (ha)	3079,8	33577,2	31906,72	9447,72	1331,19	228,51	11,43
\bar{a}_j	1,82	14,42	12,98	2,82	1,89	0,74	1,43
p_j (km)	1014,3	5262,66	6930,06	2831,88	502,68	119,76	4,44
D_j (%)	9,75	44,29	36,17	5,04	10,57	2,32	21,26
Df_j	1,04	1,06	1,06	1,05	1,05	1,04	1,05
2016							
n_j	1362	3499	2578	3654	1852	605	20
a_j (ha)	2462,31	11802,87	32995,08	26468,28	4847,85	964,89	41,13
\bar{a}_j	1,81	3,37	12,80	7,24	2,62	1,59	2,06
p_j (km)	873,06	3515,94	7723,92	5476,74	1295,46	356,04	16,8
D_j (%)	6,63	3,62	66,2	7,38	19,82	8,41	90,59
Df_j	1,04	1,06	1,05	1,06	1,06	1,04	1,06
t_{obs}	0,8	0,35	1,03	2,8	3,64	4,22	3,6

FG : Forêts Galeries; **SA** : Savanes Arborées; **Sad** : Savanes arbustives denses; **Sac** : Savanes arbustives claires; **Za** : Zones anthropisées; **Sn** : Sols nus.

4.2.2. Discussion

4.2.2.1. Changements observés dans le paysage du PNDB

L'analyse de la matrice de transition a permis de déceler une dégradation des forêts galeries et de savanes arborées, une anthropisation illustrée par l'augmentation de l'aire totale des zones anthropisées et enfin, une progression des savanes arbustives (denses et claires), entre 1986 et 2016. En effet, la complaisance dans la protection du PNDB, aurait favorisé l'installation d'une zone de colonisation agricole dans la partie sud du PNDB. Dans cette partie du Parc, il y a une forte présence de producteurs de coton et d'éleveurs venus de la localité de Koti et des villages environnants (Fafo, Poa, Indeni, Pomain,...). Cette colonisation du PNDB a entraîné sa dégradation. Ce constat est en accord avec Ba *et al.* (2004) qui ont affirmé qu'en Afrique Subsaharienne, la croissance démographique et la crise foncière incitent les populations à la déforestation des aires protégées.

4.2.2.2. Dynamique structurale du paysage du PNDB

Les indices de configuration spatiale des taches des différentes classes d'occupation du sol ont permis de mettre en exergue la dynamique spatio-temporelle du paysage du PNDB. Cette analyse a fait ressortir les processus de fragmentation et de suppression respectivement pour les classes de savanes arborées et des forêts galeries. Les intrusions récurrentes des populations riveraines pour les activités agricoles, le pâturage et la coupe du bois, pourraient expliquer ce phénomène de dégradation du Parc. Les activités anthropiques ont déjà été révélées comme un facteur important dans la dynamique régressive des formations végétales (Bamba *et al.*, 2008 ; Faye *et al.*, 2008 ; Kabulu *et al.*, 2008 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Toko *et al.*, 2012 ; Mama *et al.*, 2013). Arouna (2012) note que les causes majeures de la fragmentation des forêts sont l'agriculture, l'exploitation forestière et la carbonisation par les populations locales. Effectivement, nous avons constaté une activité agricole et une exploitation quasi-quotidienne du bois au sein du PNDB. Quant à Bogaert et Mahamane (2005), ils avancent que l'anthropisation dans un milieu naturel est généralement caractérisée par une fragmentation, un changement dans la géométrie des taches et une évolution des classes anthropisées au détriment des classes naturelles d'occupation du sol. Ceci est confirmé par les valeurs de l'indice de dimension fractale obtenues au cours de cette étude. Ainsi, la fragmentation des savanes arborées aurait des répercussions graves sur la biodiversité du PNDB. En effet, la fragmentation entraîne la réduction d'un habitat continu de grande taille en habitats plus petits et isolés les uns des autres (Gustafson et Parker, 1992 ; Tabarelli *et al.*, 2008). La diminution de la taille des fragments d'habitats et l'augmentation de leur isolement réduisent, à long terme, la viabilité des populations d'espèces végétales et animales qui y vivent de par la limitation, voire la disparition, des échanges entre ces populations, du fait du manque de connectivité (Cristofoli et Mahy, 2010). La fragmentation est une menace pour la conservation de la biodiversité, car une homogénéisation des paysages s'opère à travers l'agrandissement des espaces agricoles (Saura et Martinez-Millan, 2001 ; Sabatier *et al.*, 2010). L'analyse de la dynamique spatio-temporelle du paysage fait ressortir aussi un processus de création de nouvelles taches de savanes arbustives (denses et claires) entraînant l'augmentation de leur superficie entre 1986 et 2016. Cette augmentation pourrait s'expliquer par les efforts de protection dans la partie nord du Parc, entrepris depuis 2009 par l'Office Nationale des Aires Protégées (OFINAP).

Conclusion partielle

Cette étude nous a permis grâce aux méthodes de l'écologie du paysage associées à la cartographie de mettre en évidence la dégradation du paysage du PNDB entre 1986 et 2016. L'étude a révélé de fortes modifications du paysage du PNDB entre 1986 et 2016. La matrice de transition couplée aux calculs d'indices de structures spatiales, ont permis de quantifier les changements opérés dans le paysage du PNDB. En effet, trois processus de transformation y ont été identifiés, à savoir la fragmentation des savanes arborées, la création de nouvelles taches de savanes arbustives, de zones anthropisées, de sols nus et de plans d'eau et la suppression au niveau de la classe forêts galeries. Une des causes majeures de la fragmentation des savanes arborées et de la création de nouvelles taches de zones anthropisées serait les défrichements agricoles pour la culture du coton. La biodiversité du Parc est donc menacée si des mesures urgentes de préservation ne sont pas mises en place.

CHAPITRE 5. COMPOSITION FLORISTIQUE, DIVERSITÉ, STRUCTURE DE LA VÉGÉTATION LIGNEUSE DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ³

Introduction

La dégradation des écosystèmes forestiers, représente une des plus importantes causes de réduction de la biodiversité dans le monde. Le taux de déforestation annuel était estimé à plus de 13 millions d'hectares entre 1990 et 2010 (FAO, 2010). Les pays en voie de développement enregistrent les plus importants taux de réduction des surfaces forestières. Au Burkina Faso, les surfaces forestières qui se chiffraient à 13,3 millions d'hectares dans les années 2000 (DIFOR, 2007), sont estimées en 2010 à 5 millions d'hectares (FAO, 2010). Les principales causes sont l'expansion agricole essentiellement basée sur les techniques ou pratiques agricoles inappropriées telles que la culture du coton, agriculture itinérante sur brûlis (Diallo *et al.*, 2011 ; Tankoano *et al.*, 2016). En plus de l'agriculture, la demande accrue en bois d'énergie, le surpâturage et plus récemment l'exploitation minière constitue d'autres facteurs explicatifs de cette réduction exacerbée du couvert végétal. Les activités anthropiques ont déjà été signalées comme étant les causes de la déforestation (N'Da *et al.*, 2008a ; Niggemann *et al.*, 2009 ; Ozer *et al.*, 2010 ; Tankoano *et al.*, 2015). Ainsi, l'on a assisté à la disparition ou à la raréfaction d'un nombre important d'espèces végétales abritées par ces écosystèmes. Face à la menace de réduction de la biodiversité, le Burkina Faso a basé la conservation de sa flore et de sa faune sur les aires protégées.

Malheureusement, ces aires protégées ont souvent été envahies par les populations riveraines pour le développement d'activités illégales. C'est le cas du Parc national des Deux Balé (PNDB), sujet de cette étude qui enregistrait un taux d'occupation agricole évaluée à 4 918 ha en 2015 (Tankoano *et al.*, 2016). En plus de sa diversité floristique, le PNDB abrite une faune diversifiée dont la plus remarquable est la présence d'une population d'éléphants. Ainsi, cette rapide déforestation ne représente pas une menace pour la flore seulement. En effet, elle constitue également une menace pour le climat par les émissions des gaz à effets de serre (GES) et la conservation de la biodiversité (végétale et animale). Aussi, face à l'ampleur de la déforestation dans ce Parc, l'une des principales préoccupations des structures gouvernementales en charge de sa gestion et des chercheurs, est-elle de savoir l'état exact de

³ Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (B. Tankoano^{*1,2}, Mipro Hien¹, Dibi Hyppolite N'DA², Sibiry Albert Kabore¹, Paulin Ouoba¹, Martin Karlson³, Valère Carin Jofack Sokeng², Irénée Somda¹, 2016. Floristic composition, structure and diversity of the woody vegetation of Deux Balé nationalpark, Burkina Faso, Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES) ISSN: 2220-6663 (Print) 2222-3045 (Online), Vol. 9, No. 4, p. 249-261).

sa végétation et de sa flore. Cette préoccupation se justifie par le besoin de mettre en place une politique de gestion durable de sa biodiversité. La présente étude se propose de caractériser la composition, la diversité et la structure de la végétation ligneuse du PNDB. Plus spécifiquement, il s'est agi de : i) identifier les groupements végétaux et leurs espèces indicatrices; ii) analyser la composition floristique, la diversité et la structure de la végétation ligneuse du PNDB.

5.1. Matériel et méthodes

5.1.1. Matériel

Le matériel utilisé est composé de :

- matériel de terrain, comprenant un ruban de 50 m pour délimiter les placettes, un ruban gradué de 1,50 m pour la mesure des circonférences des ligneux à hauteur de poitrine (CHP), une flore (Arbonnier, 2009) pour identifier les espèces végétales, un GPS «Garmin 62» pour l'enregistrement des coordonnées géographiques des Parcelles de relevés et un appareil photographique pour des prises de vues de la végétation ;
- une fiche de relevés phyto-sociologiques (Annexe 1) ;
- une fiche d'inventaire forestier (Annexe 2) ;
- une carte d'occupation du sol du Parc en 2015, réalisée à partir d'une image satellitaire Landsat 8 OLI (scène 196-52 du 21 octobre 2015). Cette carte a été éditée par Tankoano *et al.* (2016b) ;
- des logiciels PC-ORD 6.0, Minitab 17 et Excel utilisés respectivement pour l'analyse des données floristiques, pour la construction des courbes de forme de Weibull et pour le calcul des stocks de carbone.

5.1.2. Méthodes

5.1.2.1. Collecte des données floristiques

Sur la base de la carte d'occupation du sol du Parc en 2015, complétée par des prospections de terrain, des sites de relevés de végétation ont été aléatoirement installés dans des unités de végétation floristiquement homogènes. Au total 154 relevés phytosociologiques ont été effectués à l'intérieur des placettes circulaires d'un rayon de 17 m (soit 907,46 m²) suivant la méthode d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (1932). Dans les galeries forestières, la

forme rectangulaire des placettes a été adoptée avec une superficie du relevé qui a été fixée à 500 m² (50 m x 10 m). Parallèlement à la réalisation des relevés phytosociologiques, des relevés d'inventaires quantitatifs ont également été réalisés. La circonférence à hauteur de poitrine (1,30 m au dessus du sol) des individus d'arbres a été le paramètre collecté. Ainsi, tous les individus d'arbres dont la circonférence à hauteur de poitrine est supérieure ou égale à 16 cm ont été mesurés. Au sein de chaque placette, nous avons déterminé : le niveau de perturbation anthropique, le taux de recouvrement de la strate ligneuse, le taux de recouvrement de la strate herbacée, la liste des espèces ligneuses et leurs coefficients d'abondance-dominance. Les espèces ont été identifiées sur le terrain à l'aide de la flore d'Arbonnier (2009).

5.1.2.2. Identification des groupements végétaux et espèces caractéristiques

Une matrice de données constituée de 154 relevés phytosociologiques et de 109 espèces ligneuses a été utilisée pour les analyses. La classification hiérarchique des relevés (Cluster Analysis) a été réalisée avec le logiciel PC-ORD 6.0 en utilisant la distance euclidienne et la méthode de liaison de Ward (McCune et Grace, 2002). Cette méthode a déjà été utilisée avec succès par plusieurs auteurs (Ouoba, 2006; Nacoulma, 2012). Les groupements végétaux formés à partir de la classification hiérarchique ont été soumis à une seconde analyse dans le logiciel PC-ORD 6.0, afin de caractériser la flore de chaque groupement végétal et d'en identifier les espèces caractéristiques. Chaque espèce ligneuse du Parc, a été caractérisée par 3 variables phytosociologiques dans les différents groupements végétaux identifiés : son abondance relative, sa fréquence relative ou fidélité de l'espèce dans le groupement végétal et sa valeur indicatrice qui est la combinaison par une multiplication, de l'abondance relative et de la fréquence relative. Ce procédé, développé par Dufrière et Legendre (1997), a été numérisé dans le logiciel PC-ORD 6.0 sous l'option Indicator Species Analysis. Cette option a été utilisée pour calculer la valeur indicatrice de chaque espèce (Dufrière et Legendre, 1997) afin d'identifier les espèces caractéristiques de chaque groupement végétal à partir du test de Monte Carlo (P -value < 0,05). Cette méthode est de plus en plus utilisée pour déterminer les espèces caractéristiques des groupements végétaux (Ouoba, 2006 ; Ouédraogo, 2009 ; Nacoulma, 2012 ; Dossou *et al.*, 2012). Ainsi, les espèces caractéristiques ont été utilisées pour nommer les groupements végétaux. Pour ce faire, la matrice précédente 154 relevés x 109 espèces, a été soumise à l'analyse, mais cette fois-ci, en y reportant pour chaque espèce, son abondance-dominance dans le relevé. L'échelle de Braun-Blanquet a été transformée en unités quantitatives (Tableau X) selon l'échelle de Van Der Maarel (Ouoba, 2006 ; Nacoulma,

2012). Cette transformation a facilité l'analyse dans le logiciel PC-ORD qui n'utilise que des données numériques.

Tableau X. Transformation de l'échelle de Braun-Blanquet en échelle de Van der Maarel

Échelle de Braun-Blanquet	Échelle de Van der Maarel
+ : recouvrement inférieur à 1% de la surface	2
1 : recouvrement inférieur à 5% de la surface	3
2 : recouvrement de 5 à 25% de la surface	5
3 : recouvrement de 25 à 50% de la surface	7
4 : recouvrement de 50 à 75% de la surface	8
5 : recouvrement plus de 75% de la surface	9

Les chiffres contenus dans le tableau XI représentent l'abondance-dominance transformée en unité quantitative selon l'échelle de Van Der Maarel.

Tableau XI. Exemple de tableau qui sera soumis à l'analyse dans Indicator Species Analysis

	<i>Acacia dudgeoni</i>	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	<i>Burkea africana</i>	N°Groupement
Plot1	0	0	3	1
Plot16	5	0	0	1
Plot119	4	0	8	1
Plot10	8	0	0	2
Plot121	3	0	0	2
etc.	etc.	etc.	etc.	etc.

Le module Indicator Species Analysis (ISA) du logiciel PC-Ord exige aussi une variable de regroupement des relevés; ce qui fait que, à partir de la classification, tous les relevés faisant partie du même groupement végétal, auront le même code dans le tableau qui sera soumis à l'analyse. Par exemple, si lors de la classification, les relevés Plot1, Plot16 et Plot119 (Tableau XI) sont identifiés comme faisant partie du même groupement végétal, ils auront pour code 1. De même, si les relevés Plot10 et Plot121 définissent un deuxième groupement végétal, ils auront pour code 2 et ainsi de suite. Ainsi, dans le module Indicator Species Analysis, les relevés seront regroupés en fonction de leur code, autrement dit, en fonction du groupement végétal auquel chaque relevé appartient. Pour chaque espèce, le module Indicator

Species Analysis calcule trois valeurs phytosociologiques (McCune et Grace, 2002) telles que l'abondance relative, la fréquence relative et la valeur indicatrice, dans un groupement végétal donné, selon les étapes suivantes :

- première étape : calcul de l'abondance proportionnelle de chaque espèce dans un groupement végétal donné par rapport à son abondance dans tous les groupements

Avec une matrice $A = \text{Relevés} \times \text{Espèces}$,

D'abord, on calcule l'abondance moyenne x_{jk} de chaque espèce j dans le groupement k :

$$x_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^{n_k} a_{ijk}}{n_k} \quad \text{équation (19)}$$

Où a_{ijk} =l'abondance de l'espèce j dans le relevé i d'un groupement k ; n_k =le nombre de relevés du groupement k ; g =le nombre total de groupements.

Ensuite, on calcule l'abondance relative AR_{jk} de chaque espèce j dans le groupement végétal k .

$$AR_{jk} = \frac{x_{jk}}{\sum_{k=1}^g x_{jk}} \quad \text{équation (20)}$$

AR_{jk} mesure la spécificité de l'espèce pour un groupement végétal; elle est maximale (100%) si l'espèce j n'est présente seulement que dans le groupement végétal k ;

- deuxième étape : on calcule la fréquence relative FR_{jk} de chaque espèce dans le groupe k , c'est à dire le pourcentage de relevé dans le groupe k qui contiennent l'espèce j .

Pour ce faire, on transforme d'abord la matrice A en une matrice B de présence/absence :

$$b_{ik} = a_{ij}^0 \quad \text{équation (21)}$$

Après cette transformation de la matrice A , on calcule la fréquence relative FR_{jk} de chaque espèce dans le groupement végétal k ;

$$FR_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^{n_k} b_{ijk}}{n_k} \quad \text{équation (22)}$$

FR_{jk} mesure la fidélité de l'espèce j à l'intérieur du groupement végétal k . Ainsi, FR_{jk} est maximale si l'espèce j est présente dans tous les relevés du groupement k . Cette valeur est exprimée en pourcentage ;

- troisième étape: on combine alors les deux proportions obtenues dans les deux étapes précédentes en les multipliant ; ce résultat est exprimé en pourcentage.

$$VI_{jk} = 100 \times (AR_{jk} \times FR_{jk}) \quad \text{équation (23)}$$

Cette valeur représente la valeur indicatrice VI_{jk} de l'espèce j dans le groupement végétal k . Le module Indicator Species Analysis procède ainsi pour tous les autres groupements, en calculant ces trois valeurs pour chaque espèce j dans les groupements végétaux. La valeur indicatrice retenue pour une espèce j sera la plus haute valeur observée dans l'un des groupements végétaux. Pour cette valeur, le test statistique de signification de Monte Carlo au seuil de 5%, a été réalisé pour 999 permutations. La valeur indicatrice varie de 0% (pas d'indication) à 100% (indication parfaite). Une valeur indicatrice de 100% dans un groupement végétal donné, signifie qu'elle ne se rencontre que dans ce groupement et dans tous les relevés du groupement. La valeur indicatrice peut servir dans la pratique en ce sens qu'elle peut nous aider dans l'identification des espèces caractéristiques d'un groupement, pour décider de son appartenance à tel groupement, plutôt qu'à tel autre. Pour nommer un groupement, il serait alors logique de retenir les deux espèces ayant les plus fortes valeurs indicatrices pour le groupement (Ouoba, 2006). Pour la même source, cela nous permettra de nommer le groupement, avec des espèces qui, une fois évoquées, renvoient à un groupement donné avec le minimum d'erreur. Une espèce fréquente et abondante dans plusieurs groupements végétaux aura une valeur indicatrice faible et aucun groupement ne peut être caractérisé par une telle espèce. Enfin, il est important de signaler que cette analyse n'a concerné que la strate ligneuse.

5.1.2.3. Analyse de la diversité des groupements végétaux

Nous nous sommes intéressés à l'analyse de la liste plus ou moins exhaustive (richesse spécifique) du PNDB. Elle constitue le plus simple des indicateurs de la diversité biologique. Pour l'analyse de la diversité floristique des groupements végétaux, le coefficient de similitude de Sorensen, l'indice de Shannon et l'Équitabilité de Piélou ont été calculés pour les 13 groupements végétaux. Ces deux derniers paramètres donnent des informations sur la distribution des individus de chaque espèce dans les relevés (Tente et Sinsin, 2002).

- le coefficient de similitude de Sorensen (C_s) est calculé par la formule suivante :

$$C_s = \frac{2c}{(a + b)} \times 100 \quad \text{équation (24)}$$

Où, a= le nombre total d'espèces enregistrées dans la première communauté, b= le nombre total d'espèces enregistrées dans la deuxième communauté et c= le nombre d'espèces communes aux deux communautés.

- l'indice de diversité (H) de Shannon est formulé de la façon suivante:

$$H = - \sum \frac{N_i}{N} \times \log_{10} \left(\frac{N_i}{N} \right) \quad \text{équation (25)}$$

- l'Équitabilité (J) de Pielou s'exprime de la façon suivante :

$$J = \frac{H}{\log_{10} S} \quad \text{équation (26)}$$

Avec, N_i = effectif de l'espèce i, N= effectif total des individus et S= effectif total des espèces.

5.1.2.4. Paramètres de structure des groupements végétaux

Au niveau de la structure horizontale des groupements végétaux, notre analyse a porté sur le calcul de divers indices ou coefficients que sont :

- la densité moyenne de tiges est déterminée par le nombre de pieds d'arbres à l'hectare dans chaque groupement végétal suivant la formule :

$$D = \frac{N}{S} \quad \text{équation (27)}$$

Où N est le nombre total d'individus d'arbres inventoriés dans le groupement végétal et S l'aire totale en hectare échantillonnée dans le groupement ;

- la surface terrière (g_i) exprimée en m^2/ha qui est calculée par la formule :

$$g_i = d_i^2 \times \frac{\pi}{4} \quad \text{équation (28)}$$

Où d_i est le diamètre à hauteur de poitrine de l'arbre i ;

- la distribution des tiges par classe de diamètre

L'analyse de la structure diamétrique des ligneux s'est effectuée à travers des histogrammes de distribution de fréquences relatives calculées par classe de diamètre. Pour ce faire, 14 classes d'amplitude 5 cm ont été définies. En outre, pour mieux caractériser la variabilité des formes des structures observées et rendre possibles les comparaisons entre structures, un ajustement à la distribution théorique de Weibull basée sur la méthode du maximum de vraisemblance a été appliquée (Husch *et al.*, 2003) grâce au logiciel Minitab 17. Elle se fonde sur la fonction de densité de probabilité de la distribution de Weibull F selon la formule suivante :

$$F(x) = \frac{c}{b} \times \left[\frac{(x-a)}{b} \right]^{c-1} \times \exp \left[- \frac{(x-a)}{b} \right]^c \quad \text{équation (29)}$$

Avec c = le paramètre de forme (ou pente de Weibull) lié à la structure considérée, a = le paramètre de position et b = le paramètre d'échelle lié à la valeur centrale de la distribution de probabilité de la variable x = diamètre. Une valeur de $c < 1$, distribution en «J renversé» est caractéristique des peuplements multi-spécifiques ou inéquiennes, tandis qu'une valeur $c > 3,6$ est caractéristique des peuplements à prédominance d'individus âgés. Par ailleurs, si $1 < c < 3,6$ cela désigne des peuplements avec prédominance d'individus jeunes ou de faible diamètre.

5.2. Résultats et Discussion

5.2.1. Résultats

5.2.1.1. Composition floristique ligneuse du PNDB

L'inventaire floristique de la végétation ligneuse du PNDB a permis de dénombrer 109 espèces réparties en 74 genres et 30 familles (Annexe 3). Au regard de la répartition des familles de l'échantillon considéré, les Rubiacées (13,64%), les Combretacées (12,73%), les Mimosacées (11,82%), les Césalpiniacées (10,91%), les Anacardiaceae (6,36%) et les Fabacées (5,45%) sont les plus représentées (Figure 11). Les 24 autres familles représentent un total de 39,09% dont certaines ne sont représentées que par une seule espèce.

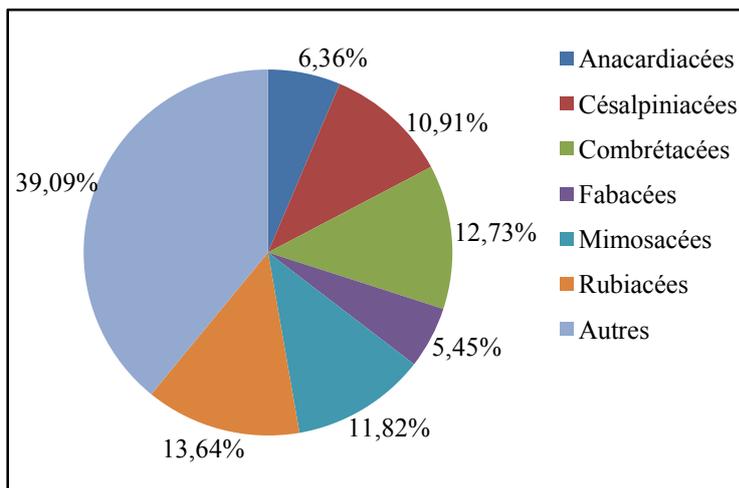


Figure 11. Répartition des familles représentatives du PNDB

5.2.1.2. Groupements végétaux et leurs espèces indicatrices

Le dendrogramme obtenu de la classification hiérarchique (Figure 12) a permis de mettre en évidence les différents groupements végétaux. Les relevés issus d'un même groupement sont plus proches entre eux qu'avec n'importe quel autre relevé. Cette nette individualisation est d'ailleurs plus marquée par le pourcentage d'enchaînement qui est particulièrement faible (0,92%). Ainsi, treize (13) groupements végétaux ont été identifiés : les groupements à *Combretum molle* R. Br. ex G. Don, à *Anogeissus leiocarpus* (D C.) Guill. et Perr., à *Burkea africana* Hook. f., à *Pteleopsis suberosa* Engl. et Diels, à *Terminalia laxiflora* Engl., à *Acacia dudgeoni* Craib ex Hall., à *Pseudocedrela kotschy* (Schweinf.) Harms, à *Lannea microcarpa* (Hochst. ex A. Rich.) Engl., à *Terminalia avicennioides* Guill. et Perr., à *Lonchocarpus cyanescens* (Schum. et Thonn.) Benth., à *Maranthes polyandra* (Benth.) Prance, à *Isoberlinia tomentosa* (Harms) Craib et Stapf et à *Mitragyna inermis* (Willd.) Kuntze.

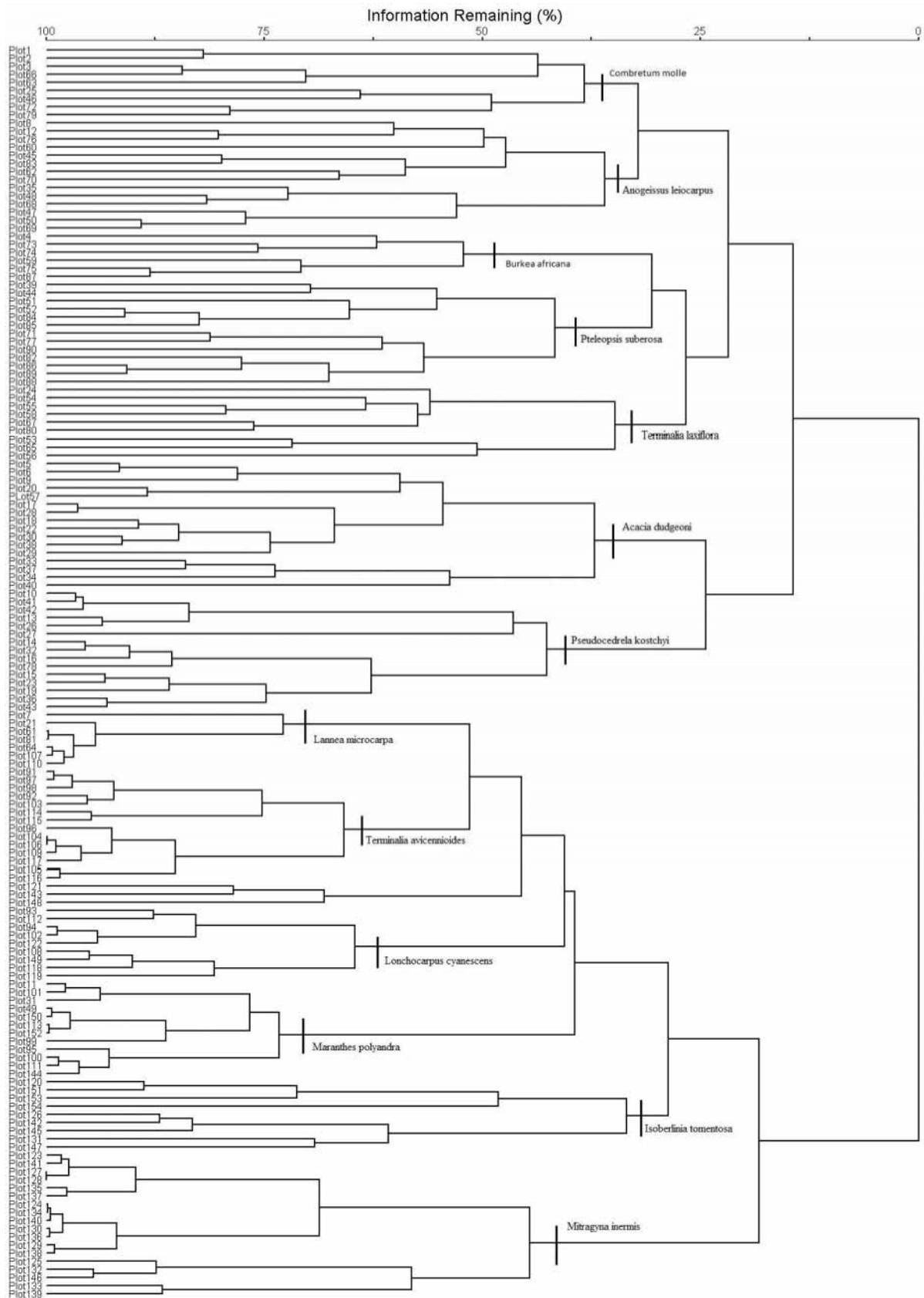


Figure 12. Dendrogramme de classification de 154 relevés de la végétation ligneuse du PNDB

Le tableau XII présente les espèces caractéristiques (espèces indicatrices et valeur indicatrice) de chacun des 13 groupements végétaux du PNDB, identifiées par la classification. Ainsi, seules les espèces dont la liaison statistique est significative (test de Monte carlo sur la valeur indicatrice avec $p < 0,05$) sont données. Pour nommer les groupements végétaux, l'espèce ayant la plus forte valeur indicatrice a été retenue comme espèce indicatrice par groupement végétal. Il convient de noter qu'il n'est pas exclu qu'un groupement végétal soit caractérisé par plusieurs espèces indicatrices. Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi pour chaque groupement végétal uniquement l'espèce indicatrice ayant la valeur la plus élevée.

Tableau XII. Espèces indicatrices retenues pour nommer les 13 groupements végétaux

Code des Groupements	Espèces indicatrices retenues	Valeur indicatrice	P value (Test de Monte Carlo)
G1	<i>Combretum molle</i>	32,8	0,002
G2	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	47,3	0,001
G3	<i>Burkea africana</i>	48,6	0,001
G4	<i>Pteleopsis suberosa</i>	23,1	0,007
G5	<i>Terminalia laxiflora</i>	28,1	0,006
G6	<i>Acacia dudgeoni</i>	24,96	0,001
G7	<i>Pseudocedrela kostchyi</i>	27,9	0,04
G8	<i>Lannea microcarpa</i>	29,6	0,005
G9	<i>Terminalia avicennioides</i>	20,7	0,019
G10	<i>Lonchocarpus cyanescens</i>	26,8	0,01
G11	<i>Maranthes polyandra</i>	21,4	0,04
G12	<i>Isoberlinia tomentosa</i>	55,6	0,001
G13	<i>Mitragyna inermis</i>	80,1	0,001

5.2.1.3. Diversité des groupements végétaux

Le coefficient de similitude de Sorensen, les indices de diversité de Shannon et d'Équitabilité de Piélu ont été calculés pour les 13 groupements végétaux pris deux à deux (Tableaux XIII et XIV).

Les groupements végétaux g1 et g3 sont ceux qui se ressemblent floristiquement le plus avec une valeur de coefficient de similitude de Sorensen de 0,72 (Tableau XIII). De manière générale, il y a donc une différenciation de tous ces groupements de savanes. Les

groupements g8, g11 et g13 se différencient le plus des autres avec des indices inférieurs à 0,50. C'est le g8 qui est le plus dissemblable du g13 avec un coefficient de similitude de Sorensen de 0,11.

Tableau XIII. Ressemblance floristique entre groupements végétaux : coefficient de similitude

	g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7	g8	g9	g10	g11	g12	g13
g1	1												
g2	0,64	1											
g3	0,72	0,66	1										
g4	0,68	0,56	0,70	1									
g5	0,68	0,70	0,65	0,68	1								
g6	0,65	0,69	0,64	0,65	0,66	1							
g7	0,52	0,60	0,55	0,63	0,59	0,70	1						
g8	0,28	0,30	0,24	0,18	0,28	0,24	0,22	1					
g9	0,51	0,51	0,45	0,56	0,46	0,46	0,54	0,25	1				
g10	0,55	0,64	0,56	0,54	0,59	0,58	0,55	0,32	0,63	1			
g11	0,38	0,50	0,46	0,34	0,50	0,41	0,52	0,18	0,30	0,44	1		
g12	0,67	0,70	0,66	0,60	0,61	0,67	0,53	0,27	0,60	0,64	0,49	1	
g13	0,32	0,36	0,27	0,23	0,26	0,24	0,26	0,11	0,34	0,35	0,23	0,33	1

Les valeurs de l'indice de Shannon (Tableau XIV) varient de 1,426 dans le groupement à *Isobertia tomentosa* à 0,842 dans le groupement à *Mitragyna inermis*. Ainsi, l'indice de diversité de Shannon permet de noter que les groupements végétaux à *Isobertia tomentosa*, à *Terminalia laxiflora* et à *Combretum molle* sont plus diversifiés. Tandis que les groupements à *Mitragyna inermis* et à *Maranthes polyandra* sont les moins diversifiés. La variation de cet indice de diversité est en rapport avec le nombre d'espèces. Le groupement végétal à *Combretum molle* enregistre la plus grande valeur d'indice d'Équitabilité, c'est à dire une répartition plus homogène de sa flore. Cependant, le groupement végétal à *Mitragyna inermis* abrite les espèces les moins équitablement réparties.

Tableau XIV. Comparaison des indices de diversité et d'Équitabilité des groupements végétaux du PNDB

Groupements Végétaux et espèces indicatrices	Richesse spécifique	Indice de diversité de SHANNON (H)	Équitabilité de PIELOU (J)
G1- <i>Combretum molle</i>	40	1,402	0,875
G2- <i>Anogeissus leiocarpus</i>	43	1,249	0,765
G3- <i>Burkea africana</i>	32	1,223	0,813
G4- <i>Pteleopsis suberosa</i>	34	1,203	0,785
G5- <i>Terminalia laxiflora</i>	48	1,405	0,836
G6- <i>Acacia dudgeoni</i>	40	1,121	0,699
G7- <i>Pseudocedrela kostchyi</i>	26	1,097	0,775
G8- <i>Lannea microcarpa</i>	19	1,089	0,852
G9- <i>Terminalia avicennioides</i>	30	1,139	0,771
G10- <i>Lonchocarpus cyanescens</i>	41	1,366	0,847
G11- <i>Maranthes polyandra</i>	24	0,973	0,705
G12- <i>Isobertinia tomentosa</i>	50	1,426	0,839
G13- <i>Mitragyna inermis</i>	28	0,842	0,582

5.2.1.4. Caractéristiques structurales des groupements végétaux

Nos résultats sur la structure des groupements végétaux (Figure 13) ont montré que le paramètre de forme c de la distribution de Weibull est inférieur à 1 pour les groupements végétaux à *Combretum molle*, *Burkea africana* et à *Isobertinia tomentosa*. Quant à la structure des groupements végétaux à *Anogeissus leiocarpa*, à *Pteleopsis suberosa*, à *Terminalia laxiflora*, à *Acacia dudgeoni*, à *Pseudocedrela kotschyi*, à *Lannea microcarpa*, à *Terminalia avicennioides*, à *Lonchocarpus cyanescens*, à *Maranthes polyandra* et à *Mitragyna inermis*, le paramètre de forme c de la distribution de Weibull est compris entre 1 et 3,6.

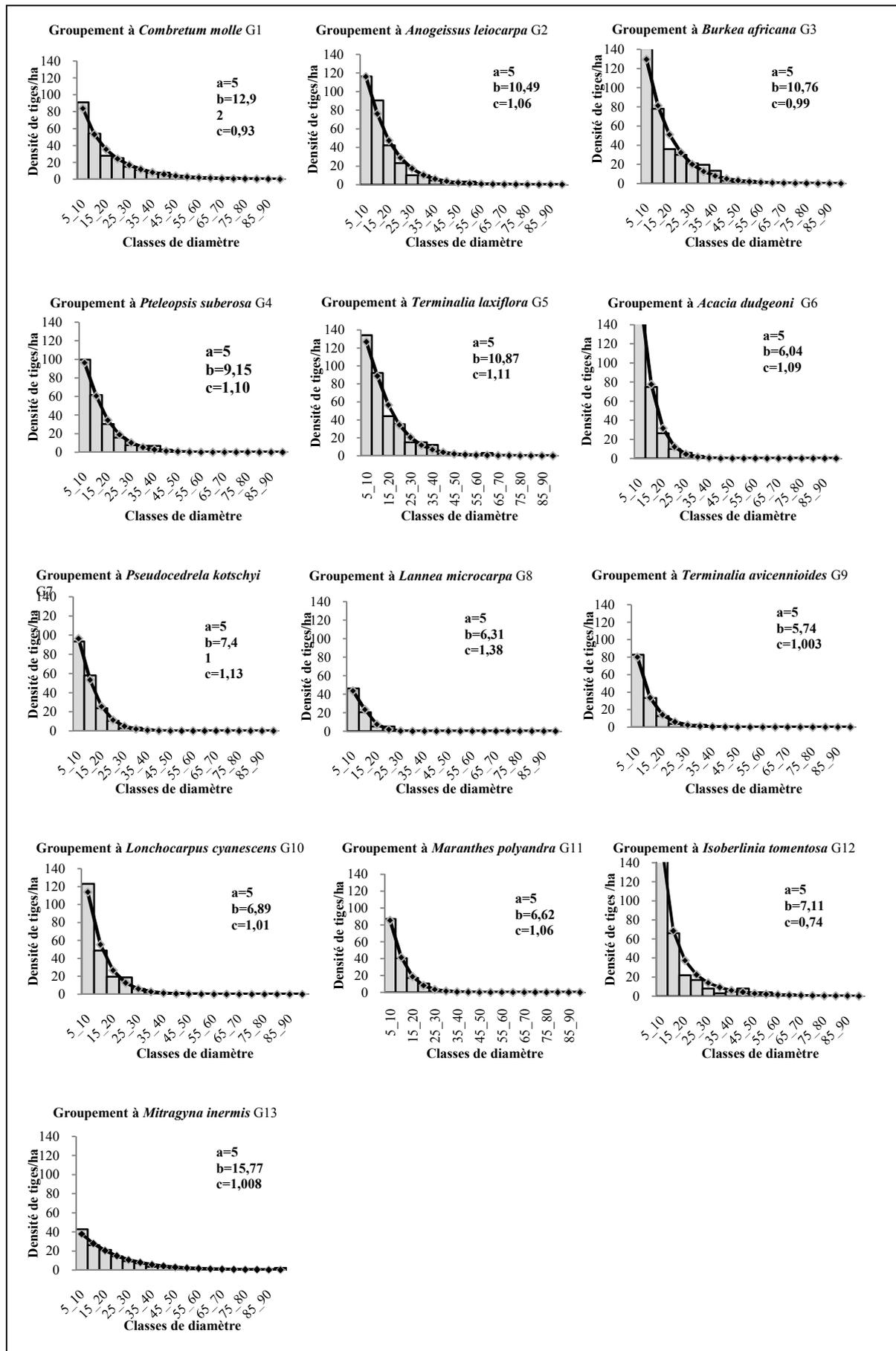


Figure 13. Structures diamétriques des 13 groupements végétaux identifiés

Au niveau de la structure horizontale (Figure 14), le groupement à *Lannea microcarpa* (g8) présente la plus faible densité moyenne (95 tiges/ha) et la surface terrière la plus faible (0,95 m²/ha). En revanche, le groupement à *Mitragyna inermis* (g13) présente la plus forte densité moyenne (533 tiges/ha) et la surface terrière la plus élevée (29,8 m²/ha).

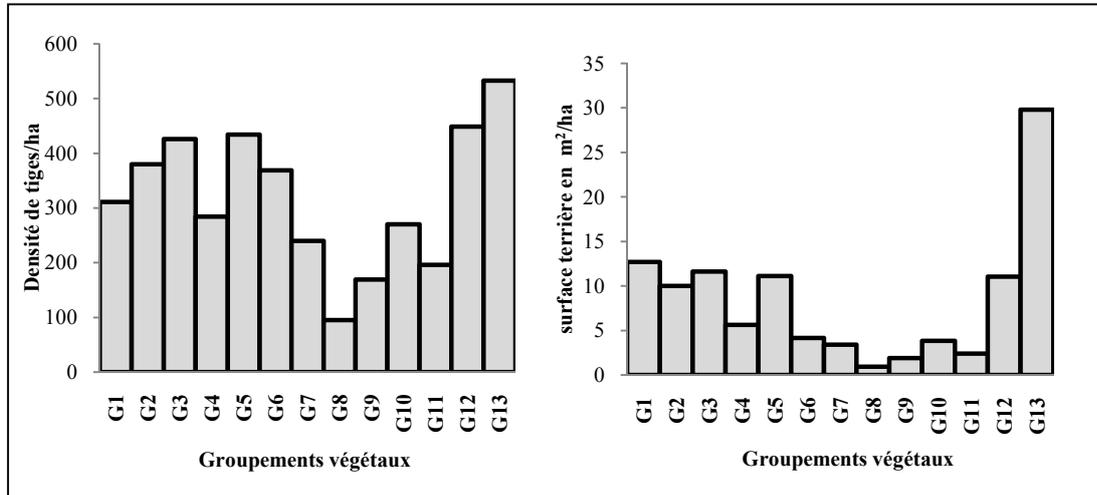


Figure 14. Densité de tiges et surface terrière de chaque groupement végétal

5.3. Discussion

5.3.1. Richesse de la flore ligneuse du Parc national des Deux Balé

Au total, 109 espèces végétales ligneuses appartenant à 30 familles ont été inventoriées. Cette flore concerne les arbres, arbustes et lianes ; les herbacées n'ayant pas fait l'objet de cette étude. La richesse spécifique compte près de 58% des espèces ligneuses du pays. Selon Fontes et Guinko (1995), la flore ligneuse du pays était évaluée à 188 espèces. La richesse floristique du PNDB est inférieure à celle obtenue par certains travaux effectués dans les autres aires protégées au Burkina Faso (Ouoba, 2006 ; Mbayngone *et al.*, 2008 ; Nacoulma, 2012). Cette différence serait due aux conditions climatiques plus favorables et l'effort de protection dont bénéficient les autres aires protégées. Aussi, cette richesse floristique relativement faible pourrait-elle être due à la non considération des herbacées dans cette étude. Nos résultats montrent également que sur les 30 familles identifiées, les Rubiaceae, les Combretaceae, les Mimosaceae et les Cesalpiniaceae dominent. Ces familles sont courantes dans la plupart des savanes africaines en particulier au Burkina Faso (Ouedraogo *et al.*, 2006 ; Thiombiano *et al.*, 2006 ; Bognounou *et al.*, 2009). Ceci pourrait être lié au climat de la zone. Selon Savadogo *et al.* (2016), les sécheresses au Sahel ont permis une sélection naturelle des espèces les plus robustes à l'image de celle de la famille des Combrétacées. Ce sont des

espèces qui résistent notamment à l'insuffisance des pluies, mais aussi aux fortes températures. D'autres auteurs ont trouvé des résultats similaires respectivement dans la réserve forestière de Kalfou au Cameroun et dans les secteurs nord-sahélien, sud-sahélien, nord-soudanien et sud-soudanien du Burkina Faso occidental (Bognounou *et al.*, 2009 ; Froumsia *et al.*, 2012). En effet, dans la famille des Combretaceae, on retrouve des espèces capables de résister aux perturbations. Cette famille est la plus commune et fortement représentée dans les pays tropicaux, particulièrement dans la savane d'Afrique et plus typiquement dans la zone soudano-sahélienne (Savadogo *et al.*, 2016). Les Combretaceae et les Mimosaceae indicatrices d'un climat généralement sec (Mbayngone *et al.*, 2008) représentent 24,55% des individus observés. Cette importance numérique pourrait en partie s'expliquer par le mode de dissémination des espèces appartenant à ces familles (Ouédraogo, 2009 ; Abdourhamane *et al.*, 2013). Cette dominance des Mimosaceae et Combretaceae est également relevée par Dimobé *et al.* (2012) dans la région septentrionale du Togo.

5.3.2. Diversité des groupements végétaux du Parc national des Deux Balé

Les valeurs de l'indice de Shannon sont relativement faibles pour la plupart des groupements végétaux identifiés dans le PNDB. En effet, les groupements végétaux à *Mitragyna inermis* et à *Acacia dudgeoni* ont les plus faibles valeurs. La faible diversité enregistrée dans le groupement végétal à *Mitragyna inermis* serait liée aux conditions édaphiques du milieu qui l'abrite. En effet, les sols saturés en eau de ces milieux ne laissent pousser qu'un nombre réduit d'espèces adaptées à l'humidité. Le groupement végétal à *Acacia dudgeoni* qui affiche aussi une faible valeur d'Équitabilité est un milieu très perturbé. Ce groupement végétal à *Acacia dudgeoni* est rencontré dans les savanes arbustives. La savane arbustive dessèche fortement compte tenu de la longueur de la saison sèche. Ainsi, cette végétation est souvent parcourue par des feux qui causent d'énormes dégâts tant sur la flore que la structure de cette formation (N'Da *et al.*, 2008b). Des valeurs faibles de diversité ont également été observées pour le secteur de Perma-Toucountouna dans la chaîne de l'Atacora au Bénin (Tente et Sinsin, 2002) et dans la forêt classée de Niangoloko (Ouoba, 2006). Pour ces auteurs, ces faibles valeurs pouvaient s'expliquer par une dégradation de la végétation de la zone d'étude. Pour McCune et Grace (2002) par contre, les faibles valeurs de l'indice de diversité de Shannon peuvent également traduire le fait que, dans les relevés, il y a une forte dominance d'une seule espèce. Les faibles valeurs que nous avons trouvées pour les différents groupements végétaux du PNDB, révèlent leur bonne individualisation physiologique.

5.3.3. Structure des groupements végétaux du Parc national des deux Balé

Nos résultats sur la structure des groupements végétaux ont montré que le paramètre de forme c de la distribution de Weibull est inférieur à 1 pour les groupements végétaux à *Combretum molle*, *Burkea africana*, *Isobertinia tomentosa*. Cela indique une distribution en «J renversé» caractéristique des peuplements multi-spécifiques avec prédominance d'individus jeunes ou de faible diamètre (Husch *et al.*, 2003 ; Glèlè *et al.*, 2006 ; Dossou *et al.*, 2012 ; Abdourhamane *et al.*, 2013). Quant à la structure des groupements végétaux à *Anogeissus leiocarpus*, *Pteleopsis suberosa*, *Terminalia laxiflora*, *Acacia dudgeoni*, *Pseudocedrela kotschyi*, *Lannea microcarpa*, *Terminalia avicennioides*, *Lonchocarpus cyanescens*, *Maranthes polyandra* et à *Mitragyna inermis*, le paramètre de forme c de la distribution de Weibull est compris entre 1 et 3,6. Cela met en évidence une distribution asymétrique positive ou asymétrique droite, caractéristique des peuplements mono-spécifiques avec prédominance d'individus jeunes ou de faible diamètre (Husch *et al.*, 2003 ; Dossou *et al.*, 2012 ; Abdourhamane *et al.*, 2013). La présence d'individus de faible diamètre dans l'ensemble des groupements végétaux peut être interprétée comme une bonne santé de ces groupements. Selon Whitmore (1990), les densités élevées des classes de faible diamètre assurent l'avenir de la formation naturelle. Une telle distribution est typique des populations stables, susceptibles de se renouveler par la régénération naturelle (Mbayngone *et al.*, 2008). Selon Dossou *et al.* (2012), cette situation est à nuancer au niveau des différentes populations d'espèces constituant le groupement du fait de la pression particulière qui pèse sur certaines espèces. Toutefois, cela doit être nuancé car les individus d'arbres de gros diamètre résultant de la sélection naturelle sont en fait les semenciers qui assurent la pérennité du peuplement (Whitmore, 1990). Cette forte dominance des individus à faible diamètre a été constatée par Mbow (2009) dans des formations de savanes des forêts classées d'Ouli et Wélor au Sénégal. Le nombre réduit d'individus de gros diamètres peut être lié aux activités humaines, surtout l'exploitation forestière et l'agriculture. Lors de la collecte de nos données floristiques, nous avons dénombré une vingtaine de fosses de carbonisation au sein du Parc (dans la partie nord comme dans la partie sud). Mais dans certaines conditions, c'est la composition floristique qui impose cette structure (Mbow, 2009).

Les caractéristiques structurales de certains groupements végétaux ont montré de fortes valeurs de densité et de surface terrière. Ceci serait lié aux conditions naturelles favorables (édaphiques et hydriques). Les sols humides qui bordent les différents cours d'eaux, assurent une bonne nutrition hydrique à la végétation existante qui échappe ainsi aux dessèchements et

aux pressions anthropiques pendant la saison sèche (N'Da *et al.*, 2008b). En revanche, d'autres groupements présentent de faibles densités de tiges à l'hectare et de surface terrière. Cette faiblesse des densités de tiges dans ces groupements pourrait avoir une origine anthropique. En effet, chaque année les savanes sont parcourues par des feux de brousse qui ont un caractère plus ou moins dommageable sur ces dernières, en fonction de la période (N'Da *et al.*, 2008b ; Tankoano *et al.*, 2015). L'exploitation du bois d'énergie dans le PNDB a contribué à réduire le nombre de tiges à l'hectare. Au regard de la forte pression anthropique au niveau de la périphérie, le PNDB apparaît de plus en plus comme un écosystème isolé, ce qui est préjudiciable à sa conservation à moyen et long termes.

Conclusion partielle

Cette activité avait pour but d'améliorer les connaissances sur la composition, la structure et la diversité de la végétation ligneuse du PNDB. Les résultats montrent que la richesse spécifique du PNDB est importante. Cette richesse floristique du Parc est suffisante pour justifier sa protection et sa gestion durable en vue de la conservation de la biodiversité du pays. Cette étude a aussi révélé une prédominance des familles des Combretaceae, des Mimosaceae, des Cesalpiniaceae, des Rubiaceae et des Fabaceae. Le Parc est dominé par des individus de faible diamètre et comporte une faible proportion d'individus de gros diamètre. Cette prédominance des individus à faible diamètre présage un bon avenir pour ces groupements végétaux. Mais cette faiblesse des individus de gros diamètre serait liée aux activités humaines (culture de coton, carbonisation, prélèvement de bois-énergie, pâturage, l'orpillage) au sein du Parc. Des valeurs de l'indice de Shannon sont relativement faibles pour la plupart des groupements végétaux identifiés dans le PNDB.

CHAPITRE 6. MODÉLISATION DE LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION DU PARC NATIONAL DES DEUX BALÉ

Introduction

Dans la majorité des pays subsahariens, la préoccupation actuelle des politiques environnementales est de pouvoir concilier la conservation des forêts et la production agricole dans un contexte où la pression foncière est forte (Bonnetoy *et al.*, 2001 ; Tankoano *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs ont mis en exergue la dégradation et la destruction exacerbée du couvert forestier au Burkina Faso (DIFOR, 2007 ; Bombiri, 2008 ; FAO, 2011 ; Tankoano *et al.*, 2015 ; 2016). Depuis l'époque coloniale (Kiema, 2007), des aires protégées ont été créées dans le souci constant de préserver les forêts pour leurs fonctions fondamentales (barrières climatiques, biodiversité, séquestration de carbone, alimentation, etc.). Mais il ressort que cette pression sans précédent sur le couvert forestier n'épargne pas ces aires protégées au Burkina Faso qui constituent des réservoirs de biodiversité pour le pays (Ouoba, 2006 ; DIFOR, 2007 ; Tankoano *et al.*, 2016). Par conséquent, la déforestation et la dégradation des aires protégées affectent la viabilité des écosystèmes et menacent leurs capacités à produire des biens et services. Cela constitue donc une menace pour les populations riveraines ainsi que la faune qui en dépendent (Ouoba, 2006 ; Tabopda et Fosting, 2010 ; Andriamasimanana *et al.*, 2013 ; Kambiré *et al.*, 2015). Face à cette situation, il est donc impératif de comprendre ces phénomènes afin de pouvoir anticiper pour limiter leurs impacts néfastes dans le temps et dans l'espace (Andriamasimanana *et al.*, 2013). Il est à noter également que, la plupart des études sur la dynamique de l'occupation révèlent une tendance régressive des formations forestières tant au niveau national que local. Mais des données précises issues des études axées sur l'analyse prospective de la déforestation et de la dégradation des aires protégées font encore défaut au Burkina Faso. C'est le cas du Parc national des Deux Balé (PNDB). Pourtant, ces informations sont d'une importance capitale pour tout plan d'aménagement forestier en vue d'une exploitation rationnelle des ressources végétales (Mbow, 2009). A la périphérie du PNDB, la modification du paysage est perceptible et cela s'observe par l'avancée du front agricole vers les limites du Parc (Tankoano *et al.*, 2016). De plus, dans ce contexte de pression foncière associée aux effets néfastes des changements climatiques, il est plus que nécessaire d'identifier et d'évaluer les facteurs directs ou indirects de la déforestation et de la dégradation des forêts (Kambiré *et al.*, 2015) afin d'anticiper sur les modifications futures du paysage (Lambin *et al.*, 1999 ; Balzter, 2000 ; Bonnetoy *et al.*, 2001 ; Mas *et al.*, 2011 ; Maestripiéri et Paegelow, 2013 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016). Par

ailleurs, la compréhension des changements d'occupation du sol qui se manifestent presque toujours par la dégradation des formations naturelles, pourrait être le socle d'une préservation durable du Parc. Pour ce faire, le recours à la modélisation devient une nécessité (Oloukoi *et al.*, 2007 ; Mas *et al.*, 2011; Maestriperi et Paegelow, 2013 ; Oloukoi, 2013 ; Abuelaish et Camacho-Olmedo, 2016 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016) dans le but de mettre en place des stratégies adaptées de lutte contre la déforestation et de gestion durable des terres. De plus, une modélisation de la dynamique de la végétation du Parc permettrait de projeter l'état des différentes classes d'occupation du sol du Parc dans le futur. Cette analyse prospective est très capitale dans la protection et la gestion du Parc. C'est sur la base des projections futures qu'on pourra anticiper et mieux gérer. Dans le cadre de cette étude le modèle Land Change Modeler (LCM) implémenté dans Idrisi 17.0 Selva a été utilisé pour faire l'analyse prospective de la dynamique de l'occupation du sol du Parc. Ce modèle a déjà été utilisé dans plusieurs études avec succès (Eastman, 2012 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016).

L'objectif principal de cette étude est de mettre à la disposition des gestionnaires du Parc des informations futures plausibles sur les écosystèmes forestiers du Parc dans l'optique d'une meilleure gestion. De façon spécifique, il s'est agi de : (i) prédire l'état des écosystèmes forestiers du Parc à court et long termes (2016 et 2025) à l'aide du modèle Land Change Modeler (LCM); (ii) et évaluer la qualité des résultats, l'intérêt et les limites du modèle.

6.1. Matériel et méthodes

6.1.1. Matériel

Le matériel utilisé dans le cadre de cette étude se compose de :

- cartes d'occupation du sol du PNDB en 1986, 2010 et en 2016 (confère chapitre 3). Une conversion des résultats de traitement par télédétection en format image a été nécessaire pour rendre l'utilisation possible dans Idrisi 17.0 Selva ;
- couches vectorielles en format *shapfile* telles que le réseau routier, le réseau hydrographique, les limites du PNDB et la localisation des localités et des postes de surveillance. Ces données considérées comme variables par le modèle LCM ont permis la création d'une série de cartes de distances pour le réseau routier, le réseau hydrographique, les villages, les postes de surveillance et les limites du Parc ;
- logiciels Envi 5.1 et Idrisi 17.0 Selva qui ont été utilisés respectivement pour l'extraction du PNDB et pour la modélisation prospective.

6.1.2. Méthodes

Le processus de modélisation à l'aide du modèle LCM a suivi trois étapes que sont: la calibration, la simulation et la validation.

6.1.2.1. Calibration du modèle

Le calibrage du modèle est subdivisé comme suit :

- constitution de la base de données qui a alimenté le logiciel (Idrisi 17.0 Selva): les cartes d'occupation du sol (1986 et 2010) du PNDB, les cartes de distances pour le réseau routier (Figure 15), le réseau hydrographique (Figure 16), les villages et postes de surveillance (Figure 17), les limites du Parc (Figure 18) et la carte des sols (Figure 2 confère chapitre 1) ont servi de base de données dans le logiciel Idrisi 17.0 Selva. Avant de les charger dans Idrisi Selva, un ré-échantillonnage des cartes de distances a été effectué afin qu'elles correspondent aux cartes d'occupation du sol. Ainsi, le nombre de variables explicatives à intégrer au modèle de simulation des changements observés dans l'occupation du sol, est contraint par leur disponibilité, leur spatialisation ainsi que par leur influence sur la localisation et les changements des types d'occupation du sol. Toutefois, il est à signaler que le nombre de facteurs présentés et intégrés est restreint comparativement à la palette des variables potentiellement explicatives. La légitimité de ces données pour calibrer le modèle doit être discutée (Maestriperi et Paegelow, 2013). En effet, toutes les variables sont antérieures à 2010, ce qui constitue un atout pour le calibrage et l'extrapolation des dynamiques d'occupations du sol (Maestriperi et Paegelow, 2013 ; N'Gamba *et al.*, 2016). Enfin, il a été constaté sur le fichier de l'Institut National des Statistiques et de la Démographie (INSD) que le nombre de localités est resté relativement stable entre 1986 et 2010 dans la zone. Une analyse de la transition des changements (1986-2010) et des types d'occupation du sol entre 1986 et 2010 a été réalisée, en fonction de chaque variable. Chacune des variables a été mise en relation avec la carte des changements entre 1986 et 2010 afin d'avoir une idée de leur niveau de liaison grâce au coefficient V de Cramer, et ainsi d'évaluer leur pouvoir explicatif. Plusieurs auteurs ont utilisé cette approche avec succès (Paegelow *et al.*, 2004 ; Mas *et al.*, 2011 ; Maestriperi et Paegelow, 2013 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016). Sous le modèle Land Change Modeler (LCM), les variables sont de deux types : dynamiques et statiques (Eastman, 2012). Les variables statiques traduisent l'aptitude pour chaque transition prise en considération de rester stable au cours du temps. Les

variables dynamiques (proximité aux routes, proximité aux types d'occupation du sol déjà existants, infrastructures, etc.) sont recalculées à chaque pas durant le processus de prédiction. Le coefficient V de Cramer calcule la corrélation entre des variables et varie entre 0 et 1. Plus la corrélation est forte et plus le coefficient se rapprochera de 1 et vice versa. Selon Eastman (2004), la variable sera considérée comme acceptable si son coefficient est égal ou supérieur à 0,4, mais devra être rejetée si le coefficient est inférieur à 0,15. Malgré tout, il faut retenir qu'une forte corrélation ne tient pas compte de la complexité des relations entre les variables (Maestriperi et Paegelow, 2013 ; Akadjé, 2016 ; Eastman, 2016 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016) ;

- analyse des changements et création des transitions potentielles : sur la base des cartes d'occupation du sol de 1986 et 2010, une première estimation des changements (pertes, gains, changements nets, stabilité) est réalisée par la création de graphiques et de cartes de changements et de transition. Cette phase d'analyse a permis la mise en place de sous-modèles de transitions potentielles entre plusieurs catégories d'occupation du sol tout en tenant compte des variables statiques ou dynamiques. Les variables qui sont intégrées à chaque sous-modèle sont préalablement évaluées avec le coefficient V de Cramer afin de connaître leur pouvoir explicatif ;
- sous-modèles et transitions potentiels : toutes les transitions qui existent entre les deux cartes d'occupation du sol (1986 et 2010) sont générées automatiquement après l'analyse des changements, dans un tableau. Dans ce tableau des transitions entre classes d'occupation du sol, il est possible de faire la sélection des transitions souhaitées pour construire le sous-modèle à modéliser. Les transitions utiles sont spécifiées pour calculer les potentiels de transition. Les variables qui sont intégrées à chaque sous-modèle sont préalablement évaluées avec le coefficient V de Cramer afin de connaître leur pouvoir explicatif ;
- la transformation «Evidence Likelihood» ou «Preuve de vraisemblance» : elle est un moyen très efficace pour intégrer les variables catégorielles dans l'analyse. Les variables catégorielles doivent être soit converties en un ensemble de booléens (factices) des variables, soit transformées en utilisant l'option de transformation de preuve de vraisemblance (Eastman, 2012) ;
- choix de la technique utilisée : le modèle LCM utilise soit la technique des réseaux neuronaux artificiels multicouches (Multi-Layer Perceptron ou MLP), soit une

régression logistique. Le réseau neuronal a été privilégié car il est plus performant que le modèle de régression multiple, notamment dans les systèmes complexes et non-linéaires (Mahmoud *et al.*, 2016 ; N’Gamba *et al.*, 2016). De plus, le choix porté sur le MLP au détriment de la régression logistique, s’explique par le fait qu’il est vivement recommandé par les éditeurs du modèle LCM (Eastman, 2016) ;

- calibration du réseau de neurones de type MLP : ce réseau neuronal est constitué d’unités (ou nœuds) interconnectées de manière hiérarchique, avec une couche d’entrée (*input layer*), une ou plusieurs couches cachées (*hidden layer*) qui jouent le rôle d’une boîte noire et une couche de sortie (*output layer*). Selon Paegelow *et al.* (2004), en entrée, la valeur des neurones est celle des variables explicatives du modèle et la preuve de vraisemblance (Evidence likelihood) ; chacune de ces valeurs numériques est multipliée par un certain nombre de poids pour être, finalement, additionnée et transformée par une fonction de lien au niveau des neurones de la couche cachée. Enfin, les valeurs numériques des neurones de la couche cachée subissent à leur tour une multiplication par des poids et leur addition donne la valeur des neurones de sortie qui modélisent la variable expliquée. Les poids sont choisis lors d’une phase dite d’apprentissage sur un jeu de données test et minimisent l’erreur quadratique de ce jeu de données. Enfin, après avoir paramétré le réseau de neurones de type MLP, le processus de création des cartes de transitions potentielles a été lancé, lesquelles devraient par la suite servir à faire la simulation. Il convient de noter que le MLP est un modèle multicouche qui fonctionne mieux dans la modélisation des transitions et peut exécuter plusieurs transitions (jusqu’à 9 transitions), par sous-modèle (Eastman, 2012). Ce sont des hypothèses de modélisation. Au delà des 9 transitions, le MLP ne marchera pas. Il est important d’atteindre un taux de réussite de 70% pour espérer avoir des sous-modèles tendant vers la réalité (Paegelow *et al.*, 2004 ; Eastman, 2012 ; Akadje, 2016 ; Mahmoud *et al.*, 2016).

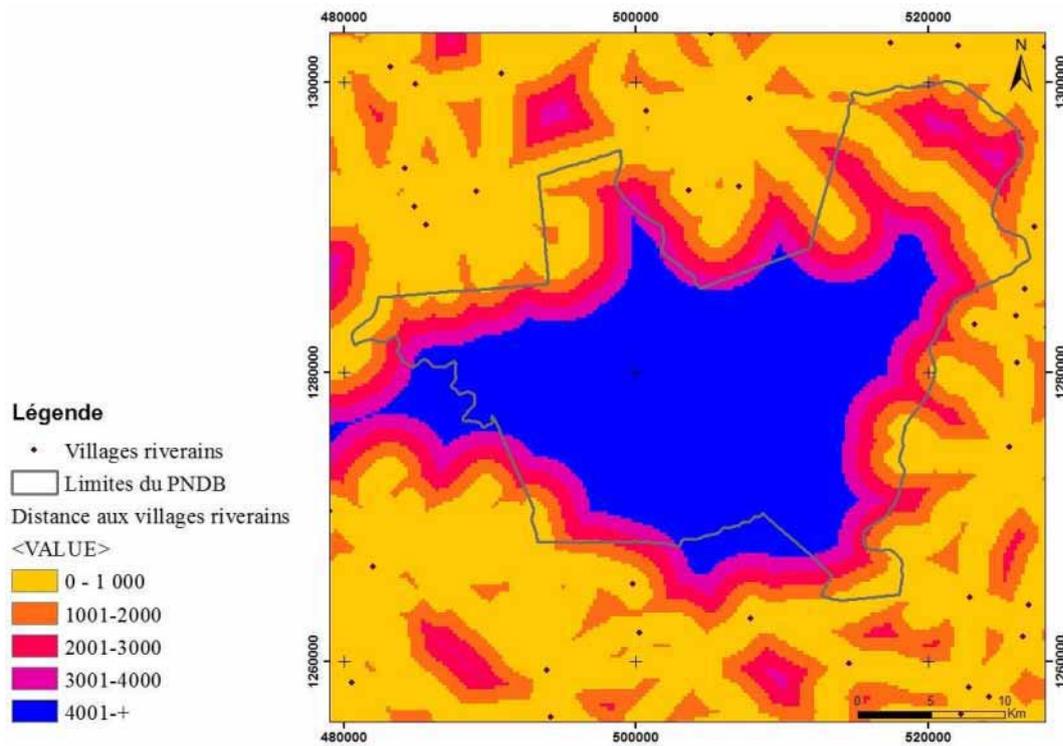


Figure 15. Distance des zones de mutations au réseau routier

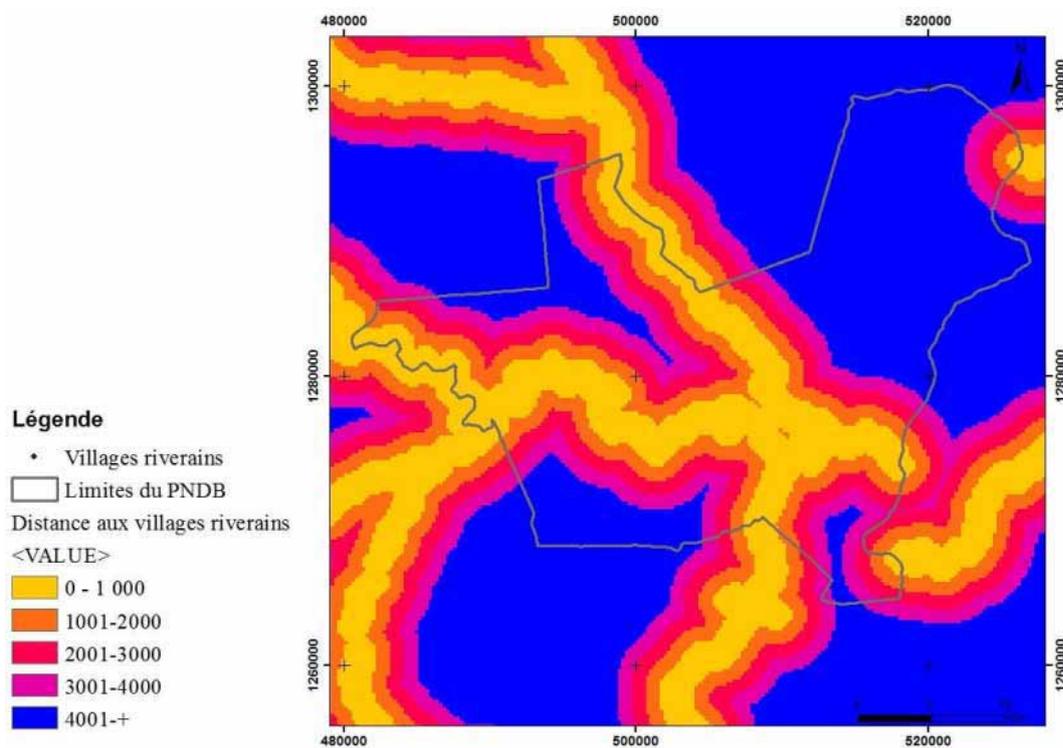


Figure 16. Distance des zones de mutations au réseau hydrographique

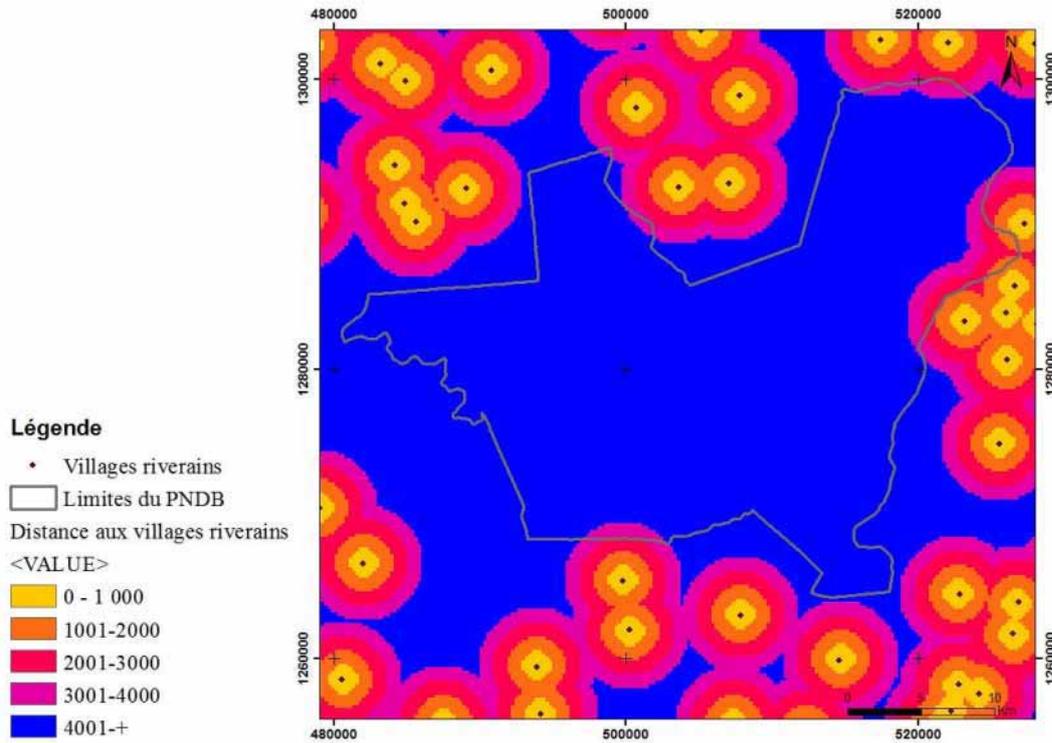


Figure 17. Distance des zones de mutations aux villages riverains et postes de surveillance

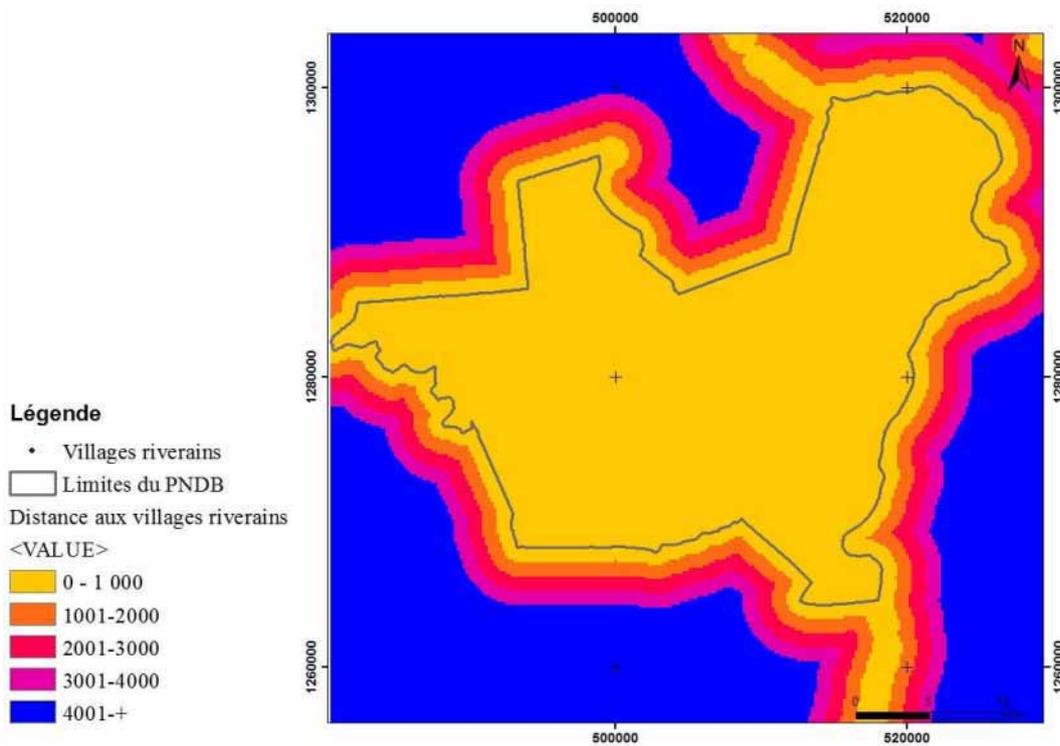


Figure 18. Distance des zones de mutations aux limites artificielles et naturelles du Parc

6.1.2.2. Simulation de l'occupation du sol du PNDB

Une fois le modèle calibré, le choix de la date de prédiction est spécifiée afin de lancer le processus de simulation de l'occupation du sol. Cette simulation utilise les Chaines de Markov. Pour la première simulation dite test, le choix a porté sur la date de la carte de référence qui est celle de 2016. Ce choix est guidé par le souci de valider le modèle avec des données connues avant de faire des simulations sur le moyen et long termes. Ainsi, après validation de la modélisation de l'occupation du sol en 2016, une autre carte d'occupation du sol simulée à l'horizon 2025 a été faite. Les résultats de cette simulation sont une carte de vulnérabilité de la zone et une carte de projection de l'occupation du sol à cette date future.

6.1.2.3. Validation du modèle Land Change Modeler (LCM)

Pour modéliser la dynamique du phénomène de déforestation et dégradation du PNDB et faire une simulation de l'occupation du sol à l'horizon 2025, il est nécessaire de valider le modèle à l'aide de données connues. La carte d'occupation du sol du PNDB de 2016, étant la plus récente, a servi de base pour une première simulation-test, calibrée par deux dates antérieures (1986 et 2010) selon les chaînes de Markov de deuxième ordre. Pour valider le modèle deux approches ont été utilisées: une comparaison visuelle et une autre statistique. Pour la comparaison visuelle, la vérification s'est faite en confrontant la carte simulée de 2016 et la carte témoin ou de référence de 2016. Dans le souci de réduire la subjectivité et le manque de précision d'une approche comparative purement visuelle entre la carte de référence (2016) et la simulation (2016), une comparaison statistique entre ces deux cartes est recommandée (Pontius *et al.*, 2004). Aussi, en tenant compte des récentes critiques portant sur les limites des indices de Kappa (Pontius et Millones, 2008) et se basant sur la récente étude de Chen et Pontius (2010), qui a proposé une méthode permettant de quantifier et visualiser les relations entre les changements d'occupation du sol et des variables explicatives, la validation a-t-elle été faite. L'intérêt est porté cependant sur la «*budgetisation*» des erreurs et des prédictions correctes. En effet, les auteurs distinguent quatre catégories de pixels avec (i) les pixels corrects en raison d'une constance observée et prédite (*null successes [N]*), (ii) les erreurs en raison d'une constance observée mais prédite comme changée (*false alarms [F]*), (iii) les pixels corrects dus à un changement observé et prédit (*hits [H]*) et (iv) les erreurs dues à un changement observé mais prédit comme constant (*misses [M]*). Pour juger de la précision de la prédiction globale des changements à travers l'ensemble du paysage, les auteurs avancent une méthode permettant de mesurer les erreurs (en % du paysage) en raison de la quantité et de l'allocation en se basant sur les résultats de la budgetisation susmentionnée (Tableau XV).

Tableau XV. Mesure des erreurs et des exactitudes

<i>Oc</i> : changements observés; <i>Pc</i> : changements prédits
Q : erreur en raison de la quantité des changements prédits $Q = pc - oc = (f+h) - (m+h) = f-m $
A : erreur en raison de l'allocation des changements prédits $A = (f+m) - q$
T : erreur totale; $T = f+m=q+a$

L'erreur due à la quantité de changement prédite mesure le pourcentage d'imperfection de la correspondance entre la quantité de changement observée et prédite. L'erreur due à l'allocation mesure le degré d'approximation de la correspondance dans l'allocation spatiale des changements, compte tenu de la spécification de la quantité des changements dans les cartes de changements observés et prédits. Afin de pouvoir appliquer cette méthode, la carte des changements observés entre 2010 et 2016 et celle des changements prédits doivent être croisées. Pour y parvenir, la fonction CROSSTAB du logiciel Idrisi Selva 17.0 a été utilisée en générant un tableau de contingence. Après la validation de la première simulation-test avec comme carte de référence 2016, nous avons réalisé la carte de simulation de 2025.

6.2. Résultats et Discussion

6.2.1. Résultats

6.2.1.1. Relation entre les mutations observées entre 1986-2010 et les variables explicatives

L'évaluation du degré d'association entre les principaux changements et les variables explicatives est très importante pour la suite du processus de modélisation. Seules les variables ayant un coefficient V de Cramer supérieur ou égal à 0,10 ont été représentées (Tableau XVI). Il est important pour le modèle, de ne prendre en compte que des variables qui ont une influence sur les mutations observées.

Tableau XVI. Relation entre les mutations observées entre 1986-2010 et les variables

Transitions	Variables						
	DRR	DLR	DRH	TS	DZA86	DLA	DP
FG→ZA	0,03	0,01	0,06	0,10	0,05	0,3	0,08
SA→ZA	0,31	0,23	0,12	0,39	0,12	0,23	0,45
SAD→ZA	0,40	0,17	0,02	0,11	0,10	0,19	0,50
SAC→ZA	0,60	0,53	0,09	0,04	0,02	0,02	0,25
SN→ZA	0,05	0,02	0,01	0,07	0,04	0,05	0,01
ZA→SA	0,09	0,12	0,05	0,02	0,06	0,04	0,02
ZA→SAD	0,07	0,01	0,03	0,01	0,09	0,03	0,03
ZA→SA	0,08	0,15	0,09	0,03	0,12	0,01	0,05
SA→SAC	0,20	0,08	0,23	0,36	0,16	0,03	0,07

FG : Forêts galeries ; **SA** : Savanes Arborées ; **SAD** : Savanes Arbustives Denses ;
SAC : Savanes Arbustives Claires ; **SN** : Sols Nus ; **DRR** : Distance au réseau routier ;
DLR : Distance aux Localités riveraines ; **DRH** : Distance au réseau hydrographique ;
TS : Types de sols ; **DZA86** : Distance aux Zones Anthropisées de 1986 ;
DLA : Distance aux Limites Artificielles du PNDB ; **DP** : Densité de population.

6.2.1.2. Courbe d'erreurs du réseau de neurones Multi-Layer Perceptron (MLP)

La courbe d'erreurs constitue aussi un critère important dans la validation du processus de création de transitions potentielles dans le cadre du modèle LCM. En effet, l'objectif de la technique des réseaux neuronaux artificiels multicouches (MLP) est de minimiser l'erreur entre la sortie calculée et celle désirée au cours de l'apprentissage (Eastman, 2015). La courbe d'erreur devrait avoir une tendance décroissante et sans oscillations (Figure 19).

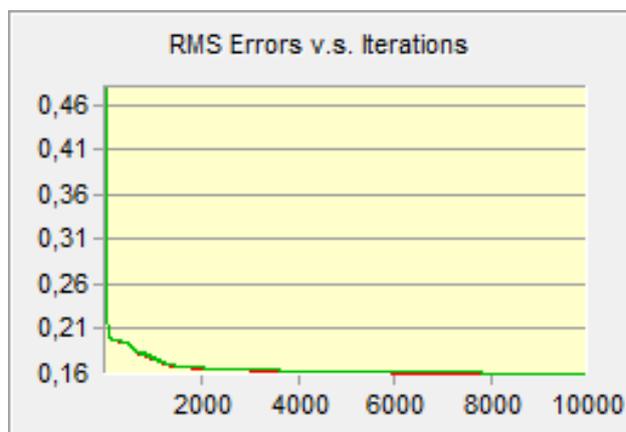


Figure 19. Courbe d'erreur de l'apprentissage du réseau de neurones MLP

L'analyse de cette courbe montre que la tendance décroissante est respectée. Cela indique que le réseau de neurones MLP s'est déroulé avec succès. Le taux obtenu est de 80,73% ce qui signifie que les sous-modèles de transitions sont plus proches de la réalité car il est important d'atteindre un taux de réussite de 70% pour espérer avoir des sous-modèles de transitions tendant vers la réalité (Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016).

6.2.1.3. Validation du modèle Land Change Modeler (LCM)

6.2.1.3.1. Comparaison visuelle de la simulation avec l'image de référence

Les deux cartes, carte simulée et carte réelle ou observée (Figures 20 et 21) ont été comparées. Nous avons constaté que la répartition spatiale des classes d'occupation du sol des deux dates a été relativement bien simulée. Une analyse visuelle de la carte simulée de 2016 montre que toutes les classes d'occupation du sol sont bien réparties dans le Parc. Toutefois, il convient de noter la présence de nouvelles taches de zones anthropisées dans la partie nord du Parc sur la carte simulée. Mais de façon globale, la simulation présente plus de ressemblances avec la carte réelle ou de référence de 2016.

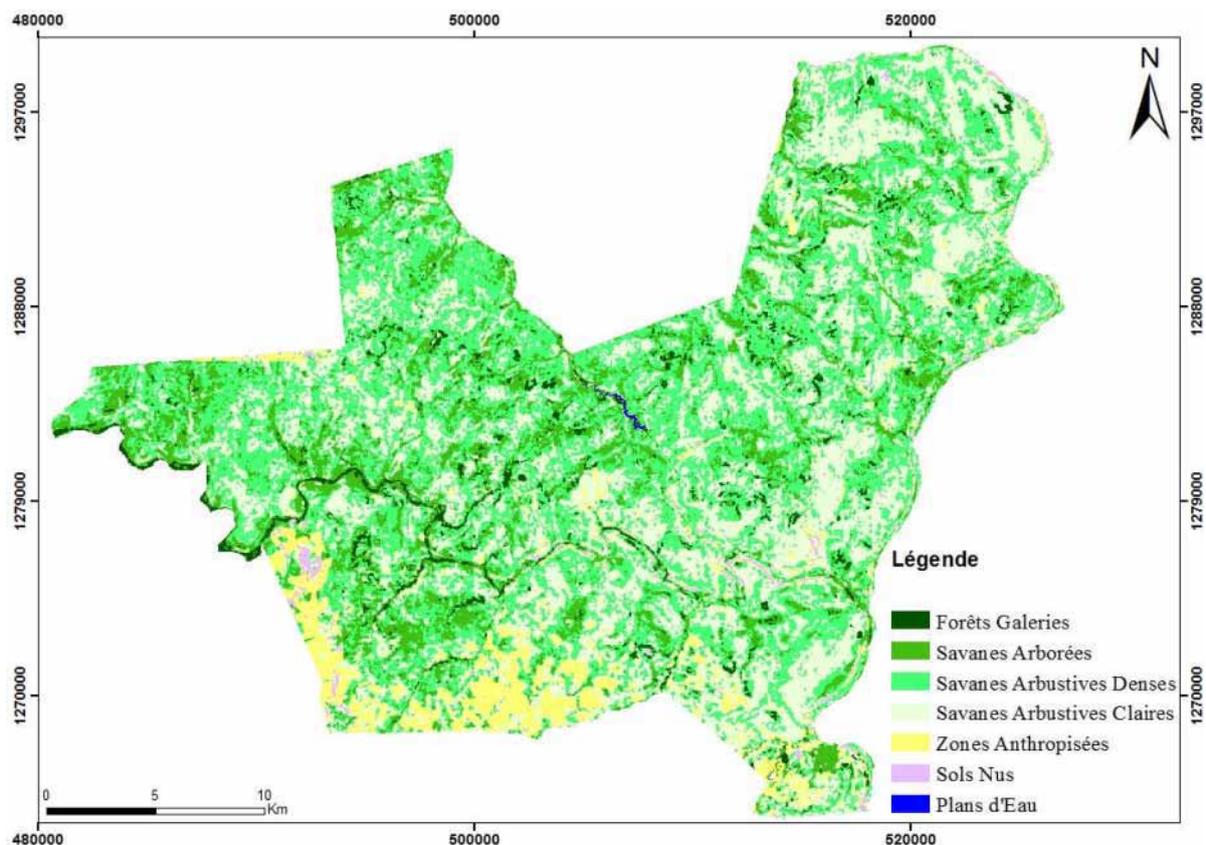


Figure 20. Carte d'occupation du sol de référence du PNDB en 2016

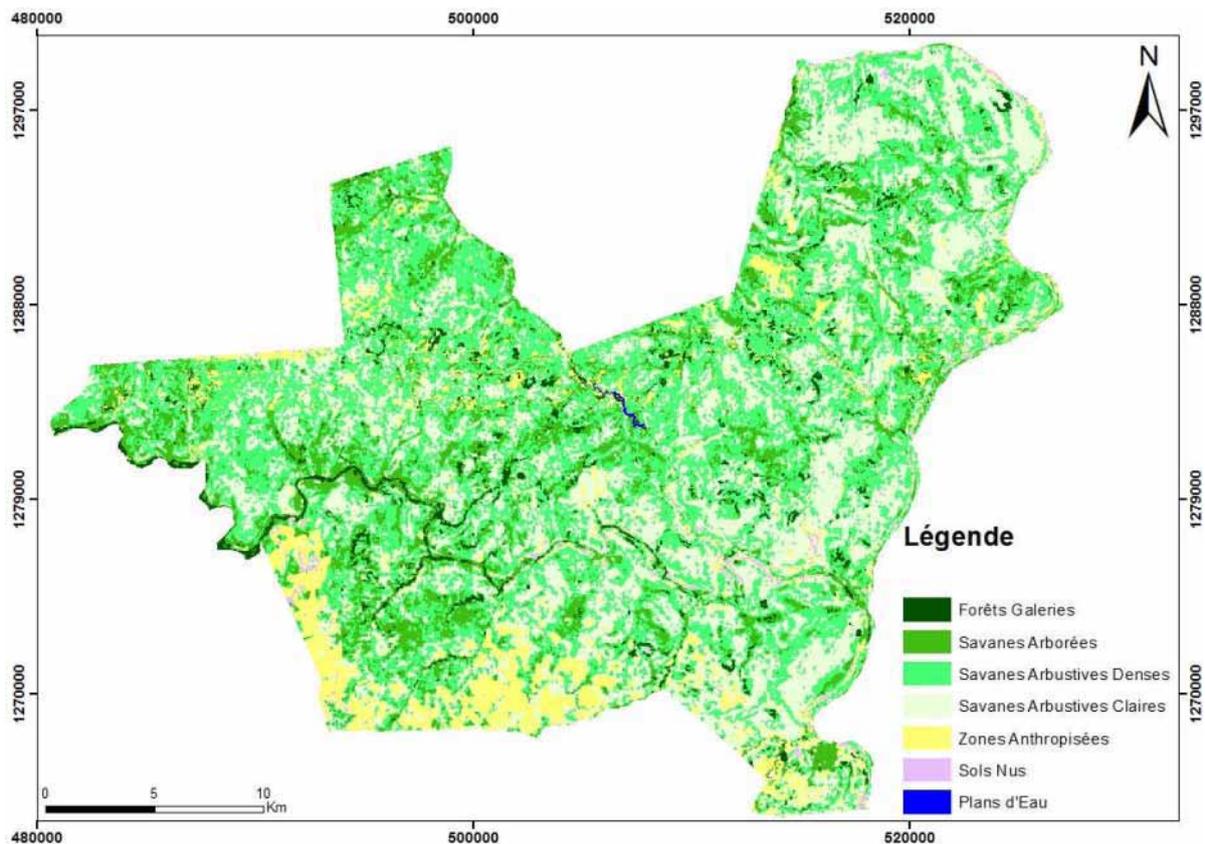


Figure 21. Carte d'occupation du sol simulée du PNDB en 2016

6.2.1.3.2. Validation statistique du modèle LCM

Certes, la comparaison visuelle donne satisfaction, mais pour écarter toute subjectivité dans la validation du modèle, une validation statistique est nécessaire. La validation du modèle a été réalisée en comparant les changements observés et prédits entre 2010 et 2016. Il a été observé que 78% de la constance observée [N] entre 2010 et 2016 a été correctement prédite (Tableau XVII). La faible variation des classes «plans d'eau et sols nus» comparativement aux autres types d'occupation explique en partie ce résultat. Les erreurs en raison d'une constance observée mais prédite comme changée sont de 10% [F], alors que les erreurs dues à un changement observé mais prédit comme constant [M] qui traduisent le processus inverse atteignent 8%. Enfin, les changements observés ayant été correctement prédits par le modèle sont de 4% [H]. Le total des changements observés [OC=M+H] est de 12% alors que les changements totaux prédits [PC=F+H] ont été sous-estimés avec 14%. La précision de la prédiction globale des changements à travers l'ensemble du Parc est la suivante :

$$\text{Erreur de quantité } (Q) = |F - M| = 2\% ;$$

$$\text{Erreur d'allocation } (A) = (F + M) - Q = 16\% ;$$

$$\text{Erreur totale } (Q + A) = 18\% .$$

Tableau XVII. Matrice de contingence entre les changements observés et les changements prédits

		Changements observés 2010-2016			
		0	1	Total	
Changements 2010-2016	prédits	0	0,78	0,08	0,86
		1	0,10	0,04	0,14
		Total	0,88	0,12	1

6.2.1.4. États de l'occupation du sol en 2016: simulation et réalité

La carte simulée présente une évolution des forêts galeries autant que la carte de référence en 2016. Il s'agit de 2288,34 ha de forêts galeries simulées, contre 2462,31 ha de forêts galeries existantes. Les savanes arborées ont connu une régression entre 2010 et 2016. Cette diminution s'observe autant sur la carte simulée que sur la carte de référence. La superficie des savanes quant à elle a moins varié entre la simulation et la réalité de 2016 (12820,46 ha réels et 12088,94 ha simulés). Les deux types de savanes arbustives ont régressé entre 2010 et 2016. Mais leurs superficies ont très peu varié entre la simulation et la réalité de 2016 (Figure 22).

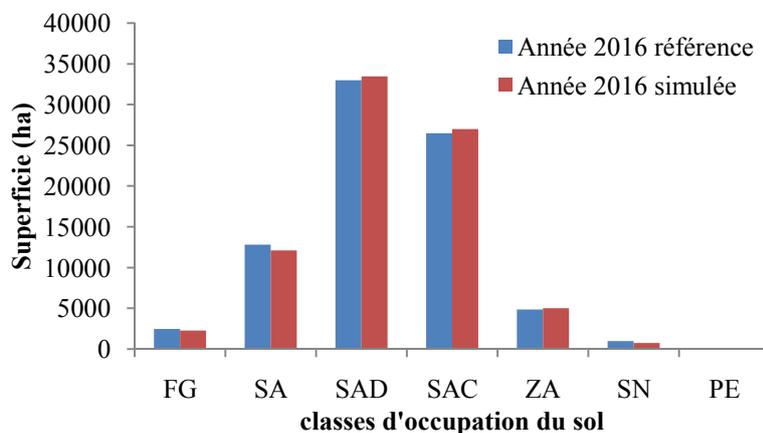


Figure 22. Évolution des superficies entre la carte simulée et celle de référence en 2016

Les zones anthropisées simulées en 2016 sont relativement plus nombreuses que celles qui ont été observées en 2016. Ainsi, il a été enregistré 4847,85 ha de zones anthropisées réelles contre 5001,45 ha de zones anthropisées simulées en 2016. La majeure partie des différences est constatée au Nord du Parc, où de nouvelles taches de zones anthropisées ont été créées par le modèle. Cependant le modèle réduit la superficie de la classe des sols nus (964,89 ha réels

contre 759,15 ha simulés). Enfin, la classe des plans d'eau est restée presque intacte entre la simulation et la réalité.

6.2.1.5. Niveau de vulnérabilité des classes d'occupation du sol à l'anthropisation

Le modèle LCM fait émerger des zones potentiellement vulnérables à l'anthropisation qui ne seraient pas apparues si l'on avait privilégié exclusivement une approche experte. Ainsi, la carte de vulnérabilité (Figure 23) présente toutes les zones de changements possibles, allant des zones les moins vulnérables à celles qui le sont plus, entre 2010 et 2016.

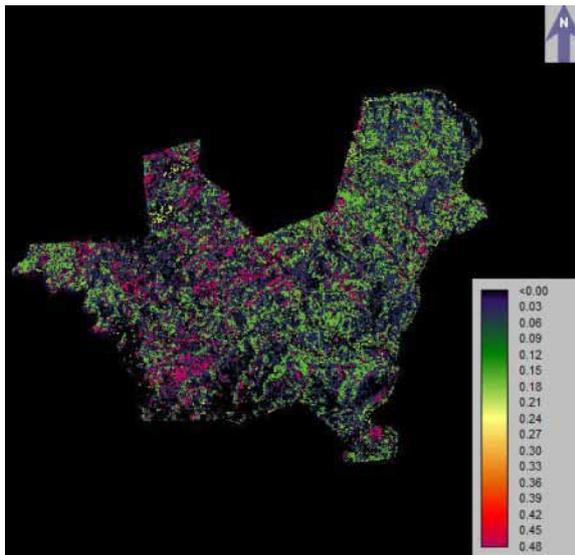


Figure 23. Carte de vulnérabilité des types d'occupation du sol simulé en 2016.

L'indice de vulnérabilité varie entre 0 et 1, avec 0 représentant les zones stables et 1 l'indice de changement le plus fort.

Les zones les plus vulnérables sont plus localisées dans les parties nord-ouest et sud-ouest du PNDB. Ces parties sont proches des localités à forte population humaine avec un front agricole. L'indice de vulnérabilité est relativement faible. Il varie de 0 à 0,48.

6.2.1.6. Dynamique de l'occupation du sol entre 2016 et 2025

La prédiction de l'occupation du sol en 2025 a été faite sur la base de la transition entre les occupations du sol de 2010 et 2016. Le résultat de la simulation de l'occupation du sol pour l'année 2025 est illustré par la figure 24.

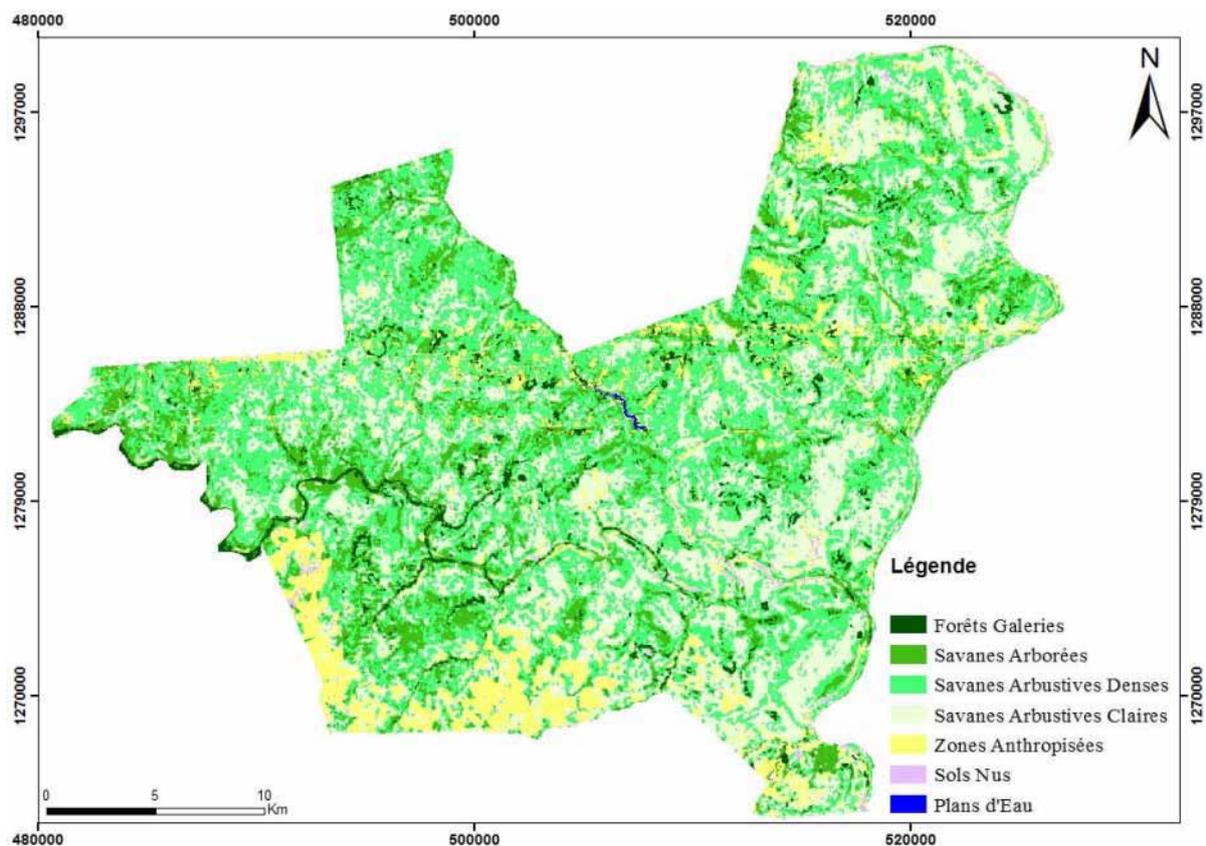


Figure 24. Carte d'occupation du sol du PNDB en 2025

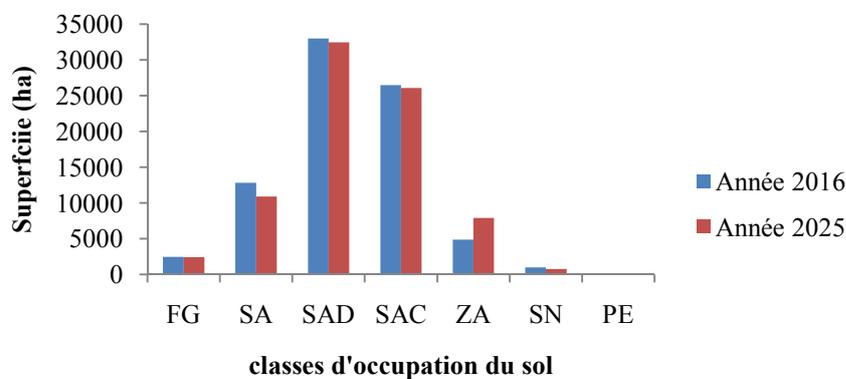


Figure 25. Évolution de l'occupation du sol du PNDB entre 2016 et 2025

La dynamique est progressive pour certaines classes d'occupation du sol et régressive pour d'autres classes. Ainsi, à l'horizon 2025 les classes forêts galeries et les zones anthropisées connaîtront une augmentation de leurs superficies (Figure 25). En revanche, les autres classes d'occupation du sol (les savanes et les sols nus) régresseront entre 2016 et 2025. Ainsi, entre 2016 et 2025, les forêts galeries et les zones anthropisées progresseront respectivement de 138 ha et de 2914 ha. Pour la même période, les savanes arborées, les savanes arbustives denses et

les savanes arbustives claires diminueront respectivement de 1186 ha, 961 ha et 893 ha. Quant aux classes sols nus et plans d'eau, elles resteront plus ou moins stables entre 2016 et 2025.

6.2.2. Discussion

6.2.2.1. Choix des variables explicatives

Certaines variables explicatives de l'anthropisation du PNDB ont été choisies pour calibrer le modèle. Ces variables nous ont permis d'obtenir des résultats intéressants au regard de la relative forte ressemblance entre la carte simulée et celle de la réalité. Toutefois, ces variables à elles seules ne suffisent pas pour mieux expliquer le phénomène étudié. Le modèle est limité car le nombre potentiel de variables explicatives qui devraient être intégrées est limité par l'impossibilité de représenter spatialement certaines d'entre elles. En effet, à l'exception des variables calées au modèle il existe d'autres variables dont la spatialisation et la quantification sont pratiquement impossibles. Il s'agit des facteurs politiques et institutionnels, des facteurs culturels et des facteurs économiques. Par exemple, la dimension politique (politiques de gestion des forêts d'un gouvernement à un autre), les besoins des populations locales en produits forestiers non-ligneux, le prélèvement de bois de chauffe, sont autant d'informations qui pouvaient permettre de mieux comprendre le phénomène étudié. Pourtant, ces variables ne sont pas sans influence sur les mutations qui s'opèrent dans le Parc. Malheureusement, ces données sont souvent inexistantes ou partielles, d'où la difficulté de les intégrer dans le modèle. Plusieurs auteurs ont signalé cette difficulté d'intégration des variables explicatives (Paegelow *et al.*, 2004 ; Mas *et al.*, 2011 ; Maestripieri et Paegelow, 2013 ; Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016). Parmi les variables retenues, la distance par rapport aux villages ou hameaux de cultures, semble jouer un rôle important au regard des principaux changements observés entre 1986 et 2010. Cela confirme le rôle prépondérant joué par l'activité agricole dans le processus de déforestation et de la dégradation des forêts au Burkina Faso (Tankoano *et al.*, 2016). Certains auteurs ont également démontré l'influence considérable de l'agriculture sur la déforestation (Marien, 2008 ; Mbemba, 2012 ; Kambiré *et al.*, 2015 ; Tankoano *et al.*, 2015). L'importance de la distance des zones de mutations au réseau routier, au réseau hydrographique et aux zones d'habitations doit également être soulignée.

6.2.2.2. Validation du modèle LCM

La modélisation de l'occupation du sol par le modèle LCM et les chaînes des Markov a permis de quantifier les changements probables et de mesurer les risques de déforestation à

l'horizon 2025. En effet, l'outil de modélisation LCM utilisé révèle une part importante de la constance observée et simulée, soit près de 78%. Ainsi, il ressort que ce modèle simule bien les classes d'occupation du sol. Toutefois, le modèle LCM présente quelques difficultés à simuler l'occupation du sol dans ledit Parc. Cette situation met en exergue la complexité des mutations à l'intérieur du PNDB et sa périphérie. Cette difficulté ne doit pas s'expliquer seulement par le nombre limité des variables (Mahmoud *et al.*, 2016 ; N'Gamba *et al.*, 2016). La comparaison des occupations du sol observées et simulées en 2016 donne des résultats acceptables quant à l'allocation spatiale. Le modèle LCM affiche des résultats plus proches de ceux observés. La budgétisation des erreurs permet de dire que le modèle LCM a abouti à des résultats satisfaisants. Toutefois, on assistera à une régression alarmante et continuelle si des mesures conséquentes ne sont pas prises et mises en œuvre.

6.2.2.3. Modélisation de la dynamique du couvert végétal

Les résultats de la simulation montrent une tendance à l'anthropisation du Parc. Cette tendance s'explique par le fait que la pression foncière est trop importante dans la zone et que les pratiques culturales appauvrissent considérablement les sols. La régression des formations naturelles au profit des zones anthropisées entraînerait certainement une perte de la biodiversité dudit Parc. Ce résultat confirme ceux obtenus dans des zones similaires par N'Da *et al.* (2008a) en Côte d'Ivoire et par N'Gamba *et al.* (2016) en République Démocratique du Congo. Ainsi, le renforcement de la surveillance pourrait être à l'origine de cette faible exposition du Parc à l'anthropisation par endroits. Pour mieux modéliser la dynamique du couvert végétal, il est clair que l'utilisation des décisions politiques serait d'un grand apport. Ainsi, la méthode de prédiction de Dempster-Shafer est plus utilisée car cette technique utilise les incertitudes (fluctuations des décisions politiques sur la gestion des ressources naturelles) dans le processus de simulation (Mas *et al.*, 2011 ; Mohamed *et al.*, 2011).

6.2.2.4. Limites et intérêts du modèle LCM

La limite majeure du modèle LCM se trouve principalement dans la disponibilité partielle des données nécessaires lors du calibrage. Malgré tout, certains auteurs ont montré que l'ajout de données supplémentaires pouvait être limité par leur nature non quantifiable et leur indisponibilité en format digital (Schneider et Pontius, 2001 ; Mas *et al.*, 2011 ; Maestriperi et Paegelow, 2013 ; N'Gamba *et al.*, 2016). La complexité du système agraire dans la zone ne peut effectivement pas se résumer en un nombre restreint de facteurs. Aux variables utilisées s'ajoutent des facteurs explicatifs dont la spatialisation est difficile voire impossible à mettre en œuvre. Des enquêtes auprès des populations riveraines ont permis d'identifier des facteurs

politiques et institutionnels, des facteurs démographiques, des facteurs culturels et des facteurs économiques. La connaissance des variables explicatives du phénomène étudié n'est pas le problème, mais le nombre limité de variables à inclure dans le modèle (Paegelow *et al.*, 2004 ; Mas *et al.*, 2011 ; N'Gamba *et al.*, 2016). Il n'est pas aussi évident que la prise en compte de toutes les variables jugées explicatives du problème étudié pourrait améliorer la précision de la simulation (Mas *et al.*, 2011).

Conclusion partielle

Cette étude avait pour objectif de déterminer les tendances évolutives de la dynamique spatiale et temporelle du couvert végétal intervenue dans le PNDB, de 1986 à l'horizon 2025. Pour ce faire, les outils de télédétection et SIG ont été utilisés. Une modélisation prospective a été réalisée selon le principe du modèle LCM. L'analyse des résultats révèle une tendance évolutive à l'anthropisation au détriment des formations végétales naturelles, excepté les forêts galeries. Le nombre des variables pertinentes étant illimité, seules les variables spatialement explicites ont été prises en compte. Malgré une simulation proche de la réalité, le modèle LCM ne parvient pas à prédire avec exactitude les mutations entre 2010 et 2016. La comparaison entre la simulation et la réalité de 2016 met en évidence une part importante de la constance observée et simulée, soit environ 78%. Le scénario de 2025 confirme la tendance à l'anthropisation. Ceci constitue une menace sérieuse pour la biodiversité dudit Parc, si aucune mesure de renforcement de la surveillance du Parc n'est prise.

CONCLUSION GÉNÉRALE, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

Cette étude avait pour principal objectif de mettre à la disposition des gestionnaires et des décideurs une base de données fiable et actualisée pour une gestion durable des ressources végétales du Parc national des Deux Balé. Pour la cartographie du couvert végétal et l'étude de la végétation du Parc, la démarche méthodologique adoptée a consisté aux traitements numériques d'images Landsat OLI, ETM+ et TM couplés aux données d'inventaire forestier. Cette approche méthodologique a permis de discriminer les différents types de végétation du Parc : des forêts galeries, des savanes arborées, des savanes arbustives denses, des savanes arbustives claires, des zones anthropisées, des sols nus et des plans d'eau. Pour l'étude de la dynamique structurale du paysage du Parc, les indices de structure spatiale ont été calculés. La modélisation de la dynamique du couvert végétal a été faite par le modèle Land Change Modeler.

La couverture végétale du Parc a perdu 3516ha entre 1986 et 2016 au profit des zones anthropisées. Ainsi la végétation a connu une régression de l'ordre de 0,51% par an entre ces deux dates. Au total, en 2016, le Parc est occupé par 4847,85ha de zones anthropisées au détriment des formations végétales naturelles. Cette forte déforestation est imputable à la pression anthropique (Hypothèse 1 vérifiée). Cette pression anthropique se matérialise par les défrichements agricoles, les prélèvements du bois de façon incontrôlée, et le surpâturage. En plus, l'extension des superficies de champs à l'intérieur du Parc est un bon indicateur de sa mauvaise protection et du laxisme dans la surveillance.

L'étude de la dynamique du paysage du Parc a permis de mettre en exergue trois processus de transformation tels que la fragmentation des savanes arborées, la création de nouvelles taches de savanes arbustives, de zones anthropisées, de sols nus et de plans d'eau, et le processus de suppression de la classe forêts galeries. Ce qui permet de confirmer que le paysage du Parc est fortement perturbé par les activités humaines (Hypothèse 2 vérifiée).

La flore ligneuse du Parc est riche de 109 espèces. Cette flore peut être améliorée de façon significative par d'autres études complémentaires notamment sur les herbacées. Au regard de cette richesse floristique du Parc, il est plus que nécessaire d'assurer une meilleure protection afin de conserver cette biodiversité que ce Parc offre. Les résultats de l'analyse des données de végétation montrent que 13 groupements végétaux ont été identifiés dans le Parc. Cette étude dans le PNDB a contribué donc à une meilleure connaissance de sa composition floristique, sa diversité floristique et de la structure de ses groupements végétaux identifiés.

Le Parc est dominé par des individus de petit diamètre et comporte une faible proportion d'individus de gros diamètre (Hypothèse 3 vérifiée).

Le modèle Land Change Modeler utilisé a permis de générer la carte prospective du Parc à l'horizon 2025. L'étude prospective de la dynamique de la végétation ou d'occupation du sol est devenue incontournable dans la gestion des ressources naturelles, mais n'était jusqu'à présent pas réalisée dans l'étude de la dynamique de la végétation des aires protégées au Burkina Faso. Ce modèle présente l'avantage d'intégrer des facteurs explicatifs du phénomène étudié. En plus de la carte prospective, le modèle fournit une carte de vulnérabilité des formations végétales à l'anthropisation (Hypothèse 4 vérifiée).

Dans le cadre de l'aménagement et la gestion du Parc, la carte prospective et celle de la vulnérabilité à l'anthropisation mises au point dans cette thèse, sont de puissants outils que les gestionnaires de cette aire protégée devraient utiliser pour les missions de surveillance, de sensibilisation des populations riveraines et d'implantation des postes de contrôle en vue de mieux gérer l'aire protégée. La mise en place d'un tel modèle pour d'autres aires protégées du pays pourrait servir de bases de données de gestion des aires protégées au niveau national.

Pour contribuer à un aménagement et à une gestion durable du Parc, une utilisation des données géo-spatiales, une sensibilisation et une implication effective des populations de tous les villages riverains s'imposent. Il faut aussi empêcher la colonisation du Parc et procéder à des opérations de déguerpissement, afin de rendre à l'espace son statut de Parc. En plus, il faut un renforcement de la surveillance à l'intérieur comme aux périphéries de l'espace protégé en collaboration avec les populations riveraines et une formation des populations riveraines aux techniques de maintien de la fertilité des sols. Cette formation des populations riveraines, pourrait limiter cette quête permanente de nouvelles terres. L'utilisation de drones civils pour la surveillance devrait être envisagée face au manque d'agents de patrouille.

Cette étude ouvre les perspectives suivantes :

- l'étude de l'état de la régénération et la végétation herbacée du Parc ;
- l'utilisation des drones civils dans le monitoring de la déforestation et de la migration des animaux sauvages dans le Parc ;
- la modélisation de la dynamique végétale du Parc dans un contexte de fluctuations des décisions politiques à l'aide de la méthode de Dempster-Shafer ;
- l'évaluation de l'impact des activités agricoles des populations riveraines sur les éléphants.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdourhamane H. Morou B., Rabiou H. et Mahamane A. 2013. Caractéristiques floristiques, diversité et structure de la végétation ligneuse dans le Centre-Sud du Niger : cas du complexe des forêts classées de Dan kada Dodo-Dan Gado. *International Journal Biology Chemistry Sciences* 7 : 1048-1068.

Abuelaish B. and Camacho-Olmedo M. T. 2016. Scenario of land use and land cover change in the Gaza Strip using remote sensing and GIS models. *Arabian Journal of Geosciences*, 9 : 274-286.

AkadjéA. L. M-C. 2016. Analyse par télédétection des pressions anthropiques sur une zone d'intérêt écologique: Cas de la zone RAMSAR de Grand-Bassam et ses environs. Thèse de doctorat unique, Université Félix Houphouët Boigny, République de Côte d'Ivoire, 182 p.

Akpa Y. L. 2015. Impact of Cashew Expansion on Land Use/ Land Cover Change and Carbon Stocks in the Forest-Savanna Transition Zone, North-East Côte d'Ivoire. Doctor of Philosophy, Kwame Nkrumah University of Science and Technology Kumasi, Ghana, 208 p.

Alder-Golden S. M., Matthew M. W., Bernstein L. S., Levine R. Y., Berk A., Richtsmeier S. C., Acharya P. K., Anderson G. P., Felde G., Gardner J., Hoke M., Jeong L. S., Pukall B., Ratkowski A. and Burke H.H. 1999. Atmospheric Correction for Short-wave Spectral Imagery Based on Modtran4. *Proceedings on Imaging Spectrometry*, 3753 : 61-69.

Andriamasimanana R.H., Rasolomanana E. H., Alison C. et Ratsimbazafy J. 2013. Étude des impacts écologiques du dynamisme spatio-temporel des habitats naturels sur la faune menacée du Complexe Zones Humides MahavavyKinkony, Madagascar. *Investing for a sustainable natural environment for future generations of humans, animals and plants of Madagascar*, 8 : 86-90.

Antrop M. 2001. The language of landscape ecologists and planners - A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 55 (3): 163-173.

Arbonnier M. 2009. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. Editions QUÆ, France, 573 p.

Arouna O. 2012. Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la commune de Djidja au Bénin : implications pour l'aménagement du territoire. Thèse de Doctorat unique. Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 162 p.

Ba M., Toure A. and Reenberg A. 2004. Mapping land use dynamics in Senegal. Case studies from Kaffrine Departments. *Sahel-Sudan Environmental Research Initiative (SEREIN) Working Paper*, 45 : 1-33.

Balzter H. 2000. Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 126 : 139-154.

Bamba I., Mama A., Neuba D F.R., Koffi K. J., Traoré D., Visser M., Sissin B., Lejoly J. et Bogaert J. 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). *Sciences et Nature*, 5, 1 : 49-60.

Barima Y.S. S. 2009. Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieux de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat unique, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 178 p.

Barima Y.S.S., Barbier N., Bamba I., Traore D., Lejoly J. et Bogaert J. 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et forêts des tropiques*, 299, 1 : 15-25.

Belemsobgo U. 2002. Résultats de l'analyse de l'inventaire aérien de la grande faune et du bétail dans le complexe des aires protégées de la Boucle du Mouhoun. Rapport, PAUCOF, Ouagadougou, Burkina Faso, 130 p.

Bellefontaine R., Gaston A. et Petrucci Y. 1997. Aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches. *Cahier FAO conservation*, N°32, 316 p.

Berlin S. 2002. L'écotourisme : protéger l'éléphant et promouvoir les cultures locales? La région de Boromo et l'aire protégée des Deux Balé (Burkina Faso). Mémoire de DEA, Université d'Orléans, France, 138 p.

Billand A., De Visscher M. N., Kidjo F. C., Compaore A., Boureima A., Morel A., Camara L., Czesnik F. et Ahoyo Adjovi N. R. 2004. Plan d'aménagement et de gestion de

la Réserve Transfrontalière de la Biosphère W de 2006 à 2010. Volume I : État des lieux. Rapport provisoire, 211 p.

Bogaert J. et Mahamane A. 2005. Écologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, 7, 1 : 39-68.

Bogaert J., Ceulemans R. and Salvador-Van Eysenrode D. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, 33, 1 : 62-73.

Bognounou F., Thiombiano A., Savadogo P., Boussim J.I., Oden P.C. et Guinko S. 2009. Woody vegetation structure and composition at four sites along a latitudinal gradient in Western Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 300 : 29-44.

Bombiri P. 2008. Comptabilité environnementale et biodiversité. Étude de cas/ Burkina Faso. Communication orale. MECV/ SP-CONEDD, Ouagadougou, Burkina Faso, 20 p.

Bonn F. et Rochon G. 1992. Précis de télédétection. Principes et méthodes. Sainte-Foy (Quebec) : Presses de l'Université du Québec, Canada, 513 p.

Bonnefoy J-L., Bousquet F. et Rouchier J. 2001. Modélisation d'une interaction individus, espace et société par les systèmes multi-agents: pâture en forêt virtuelle. *L'Espace Géographique*, vol.1, 13-25.

Boudet G. 1972. Désertification de l'Afrique tropicale. *Adansonia*, 12, 4 : 505-524.

Braun-Blanquet J. 1932. Plant sociology. Macgran-Hill, New York and London, 330 p.

Bruneau J. 2000. Évolution de l'espace agricole à Bondoukuy (Ouest du Burkina Faso) entre 1990 et 1998 à partir d'images SPOT. Mémoire de DEA, Environnement Temps Espace Société (ETES), Université d'Orléans, France, 91 p + annexes.

Burel F. et Baudry J. 1999. Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications. TEC & DOC, Paris, France, 78 p.

Burel F. et Baudry J. 2003. Landscape ecology : concepts, methods and applications. *Science Publishers*, 27 p.

Camacho-Olmedo M.T., Molero Melgarejo E. Y. et Paegelow M. 2007. Modelos geomáticos aplicados a la simulación de cambios de usos del suelo. Evaluación del potencial

de cambio. *La información geográfica al servicio de los ciudadanos, Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla*, 658-678.

Centre Canadien de Cartographie et d'Observation de la terre (CCCOT), 2016. Notions fondamentales de télédétection. Un cours tutoriel du Centre Canadien de Télédétection: <http://www.ccrs.nrcan.gc.ca> consulté le 22 Août 2016 à 20h 18mn).

Chen H. and Pontius R. G. 2010. Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection a long a gradient of an explanatory variable. *Landscape Ecology*, 25 : 1319- 1331.

Clerici N., Bodini A., Eva H., Grégoire J.M., Dulieu D. et Paolini C. 2007. Increased isolation of two Biosphere Reserves and Surrounding Protected Areas (WAP) : W-Arly-Pendjari, Ecological Complex, West Africa). *Journal of Nature and Conservation*, 15 : 26-40.

Coziadom E-W. 2009. Cartographie du milieu biophysique du Parc national des Deux Balé, Provinces des Balé et de Tuy-Burkina Faso. Mémoire de Master spécialisé en Gestion des Aires Protégées. Institut International de l'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Ouagadougou, Burkina Faso, 77 p.

Cristofoli S. et Mahy G. 2010. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie Sociétés et Environnement*, 14 : 203-211.

Darkoh M. B. K. 2003. Regional perspectives on agriculture and biodiversity in drylands of Africa. *Journal of Arid Environments*, 54, 4 : 261-279.

Davidson C. 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 26 : 32-37.

Dembélé F. 1996. Influence du feu et du pâturage sur la végétation et la biodiversité dans les jachères en zone soudanienne-nord du Mali. Cas des jeunes jachères du terroir de Missira (cercle de Kolokani). Thèse de Doctorat, Université de Droit, d'Économie et des Sciences, Aix-Marseille III, France, 255 p.

Diallo H., Bamba I., Barima Y.S.S., Visser M., Ballo A., Mama A., Vranken I., Maïga M. et Bogaert J. 2011. Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, 22, 3 : 97-107.

- Dimobé K., Wala K., Batawila K., Dourma M., Woegan Y.A. et Akpagana K. 2012.** Analyse spatiale des différentes formes de pressions anthropiques dans la réserve de faune de l’Oti-Mandouri (Togo). *Vertigo*, la revue Electronique en Sciences de l’Environnement(En ligne), Hors-série 14 | septembre 2012, <http://vertigo.revues.org/12423> ; DOI: 10.4000/vertigo.12423.
- DIFOR, 2007.** Situation des forêts classées du Burkina Faso et plan de réhabilitation. Ministère de l’Environnement et du Cadre de Vie (MECV), Burkina Faso, 46 p.
- Dossou M. E., Loubégnon O. T., Houessou G. L., Teka S. O. et Tente A. H. B. 2012.** Caractérisation phytocéologique et structurale des groupements végétaux de la forêt marécageuse d’Agonvè et de ses milieux connexes au Sud-Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 53 : 3821-3830.
- Ducrot D. 2005.** Méthodes d’analyses et d’interprétation d’images de télédétection multi-source. Extraction de caractéristiques du paysage. Mémoire de recherche. INP, Toulouse, France, 83 p.
- Dudley N. 2008.** Lignes directrices pour l’application des catégories de gestion aux aires protégées. *Gland*, Suisse : *UICN*, +96 p.
- Dufrêne M. and Legendre P. 1997.** Species Assemblages and Indicator species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecology and Monography*, 67 : 345-366.
- Eastman J. R. 2004.** IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Worcester, Clark University, 407 p.
- Eastman J. R. 2012.** IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Worcester, Clark University, 357 p.
- Eastman J. R. 2015.** IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Worcester, Clark University, 457 p.
- Eastman J. R. 2016.** The Land Change Modeler for Ecological Sustainability, IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing, Worcester, 450 p.
- Fahrig L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annals Revue Ecology. Evolution Systems*, 34 : 487-515

FAO, 1996. Aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches. No 32. Rome : FAO, 71 p.

FAO, 2010. Évaluation des ressources forestières mondiales. Département des forêts. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Viale delle Terme di Caracalla 00153 Rome, Italie. 12 p.

FAO, 2011. Situation des forêts du monde. Rapport principal, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Rome, Italie, 193 p.

FAO, 2013. Projet d'amélioration de la gestion et de l'exploitation durable des Produits Forestiers Non Ligneux. 2 p. <http://www.fao.org/forestry/enterprises/32949/fr/>.

Faye E., Diatta M., Samba A.N.S. et Lejoly J. 2008. Usages et dynamique de la flore ligneuse dans le terroir villageois de Latmingué (Sénégal). *Journal des Sciences et Technologies.*, 7, 1 : 43-58.

Felde G. W., Anderson G. P., Adler-Golden S. M., Matthew M. W. and Berk A. 2003. Analysis of Hyperion Data with the FLAASH Atmospheric Correction Algorithm. Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery IX. SPIE Aerosense Conference, Orlando. 21-25 April 2003.

Fontès J. et Guinko S. 1995. Carte de la végétation et de l'occupation sol du Burkina Faso : Notice explicative. Institut des sciences naturelles/Institut du développement rural, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 67 p.

Froumsia M., Zapfack L., Mapongmetsem P. M., Nkongmeneck B. A. 2012. Woody species composition, structure and diversity of vegetation of Kalfou Forest Reserve, Cameroon. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 4 : 333-343.

Gareyane M. 2008. La sédentarisation des nomades dans la région de Gao. Révélateur et déterminant d'une crise multidimensionnelle au Nord Mali. Thèse de Doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3, France, 179 p.

Geymen A. and Baz I. 2008. The potential of remote sensing for monitoring land cover changes and effects on physical geography in the area of Kayisdagi mountain and its surroundings (Istanbul). *Environmental Monitoring and Assessment*, 140, 3 : 33-42.

Girard M.C. et Girard C.M. 1999. Traitement des données de télédétection. Dunod, Paris, France, 529p + CD Rom

Glèlè-Kakaï R., Sodjinou E. et Fonton N. 2006. Conditions d'application des méthodes statistiques paramétriques. Notes techniques de biométrie. Bibliothèque Nationale, Bénin, 9-17.

Goel N. S. et Quin W. 1994. Influences of canopy architecture on relationships between various vegetation indexes and LAI and FPAR: a computer simulation, *Remote Sensing of Environment*, 10, 2 : 309-347.

Grégoire J. M. and Simonetti D. 2010. Interannual changes of fire activity in the Protected area of the SUN (Sustainable use of natural vegetation in West Africa) Network and other Parks and Reserves of the West and Central Africa Region derived from MODIS observations. *Remote Sensing*, 2 : 446-463.

Gustafson E. J. and Parker G. R. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*, 7 : 101-110.

Hargis C. D., Bissonette J. A. and David J. L. 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13: 167-186.

Hien M. Boussim J. et Guinko S. 2002. L'utilisation de *Burkea africana* Hook (Caesalpiniaceae) par les populations d'éléphants (*Loxodonta africana* Blumen Bach) dans le Ranch de Gibier de Nazinga (Burkina Faso). *Annales de Botanique de l'Afrique del'Ouest*, 2 : 25-35.

Hulme M., Doherty R., Ngara T., New M. and Lister D. 2001. African climate change 1900-2100. *Climate Research*, 17, 2 : 145-168.

Husch B, Beers T. and Kershaw J. J-R. 2003. Forest Mensuration (4th Ed). John Wiley and Sons, New Jersey, 12-16.

Hussain M., Chen D., Cheng A., Wei H. and Stanley D. 2013. Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 80 : 91-106.

Ilboudo A. J. D. 2001. Plan de gestion du Parc national des Deux Balé. Rapport d'études, PAUCOF, Ouagadougou, Burkina Faso, 40 p.

Inoussa M.M., Mahamane A., Mbow C., Saadou M. et Yvonne B. 2011. Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sécheresse*, 22 (2) : 108-116.

Institut national des statistiques et de la démographie (INSD), 2006. Rapport général sur le recensement de la population. 365 p.

Institut national de la statistique et de la démographie (INSD), 2012. Analyse de quelques résultats des données de la phase principale de l'enquête intégrale sur les conditions de vie des ménages. Rapport, Ouagadougou, Burkina Faso, 436 p.

Iorgulescu K. et Schlaepfer R. 2000. Paysage en tant qu'éco-complexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1 Lausanne : Laboratoire de Gestion des Écosystèmes, École Polytechnique de Lausanne, Suisse, 15 p.

Issifou A. 2009. Diagnostic des potentialités écologiques pour l'élaboration du plan d'aménagement et de gestion du Parc national des Deux Balé (Burkina Faso). Mémoire de Master spécialisé en Gestion des Aires Protégées. Institut International de l'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Ouagadougou, Burkina Faso, 77p.

IUCN, 2009. Lettres des aires protégées en Afrique de l'Ouest. 7 p.

Jofack-Sokeng V-C. 2016. Cartographie des potentialités en eaux souterraines dans les Hauts Plateaux de l'Ouest-Cameroun : contribution de la Télédétection (optique et radar), des Systèmes d'Informations Géographiques et des Réseaux de Neurone. Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, République de Côte d'Ivoire, 273 p.

Jofack Sokeng V-C, Kouamé F.K., Dibi N'Da H., Tankoano B., Akpa Y. L. and Ngounou Ngatcha B. 2016. Mapping land cover in Western Cameroon Highlands using neural networks applied to a Landsat 8 OLI image, *International Journal of Innovation and Scientific Research* 23, 2 : 443-454

Kabba S. T. V. et Li J. 2011. Analysis of land use and land cover changes, and their ecological implication in Wuhan, China. *Journal of Geography and Geology*, 3 : 104-118.

Kabore A. 2002. Gestion des aires de faune protégées au Burkina Faso : les enjeux institutionnels du partage des bénéfices. Mémoire de DEA, Genève, Suisse, 75 p. + annexes.

Kaboré C. 2004. Référentiel technique d'aménagement des forêts au Burkina Faso. BKF/007-PAFDK, Ouagadougou, Burkina Faso, 133 p.

Kabulu D.J., Bamba I., Munyemba K.F., Defourny P., Vancutsem C., Nyembwe N.S., Ngongo L.M. et Bogaert J. 2008. Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *Annales des Facultés des Sciences Agronomiques*, 1 (2) : 12-18.

Kafando P. 2003. Étude pour l'élaboration des protocoles techniques d'inventaires pédestres (line-transect) dans les unités de conservation de la faune de Wamou, Arly, Pama, Boromo et Bobo, Rapport de mission de consultation , PAUCOF, 94 p.

Kambire H.W., Djenontin I.N.S., Kabore A., Djoudi H., Balinga M.P.B., Zida M. et Assembe-Mvondo S. 2015. La REDD+ et l'adaptation aux changements climatiques au Burkina Faso : causes, agents et institutions. Document occasionnel 123, Bogor, Indonésie : CIFOR. 112 p.

Karlson M., Ostwald M., Reese H., Sanou J., Tankoano B. and Mattsson E. 2015. Mapping Tree Canopy Cover and Aboveground Biomass in Sudano-Sahelian Woodlands Using Landsat 8 and Random Forest. *Remote Sensing*, 7 : 10017-10041.

Kiema S. 2007. Élevage extensif et conservation de la diversité biologique dans les aires protégées de l'Ouest burkinabé. Arrêt sur leur histoire, épreuves de la gestion actuelle, état et dynamique de la végétation. Thèse de Doctorat unique, Université d'Orléans, France. 160 p.

Kissinger G., Herold M. and De Sy V. 2012. Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers. Lexeme Consulting, Vancouver Canada, 11 p.

Koné M., Aman A., Yao A. C. Y., Coulibaly L. et N'Guessan K. E. 2007. Suivi diachronique par télédétection spatiale de la couverture ligneuse en milieu de savane Soudanienne en Côte d'Ivoire. *Télédétection*, 7, 1-2-3-4 : 433-446.

Kossi M., Bellefontaine R. et Kokou K. 2009. Les forêts claires du Parc national Oti-Kéran au Nord-Togo : Structure, dynamique et impacts des modifications climatiques récentes. *Sécheresse*, 20, 4 : 394-396.

Kouamé K. F., Bernier M., Goné D. L., Saley M. B., Lefévre R., Soro N. et Koudou A. 2007. Intégration de données géo-spatiales dans un modèle hydrologique distribué pour la

simulation des écoulements des eaux en milieu tropical humide de Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *Téledétection*, 7, 1-2-3-4 : 217-235.

Kouassi A. M., Kouamé K. F., Ahoussi K. E., Oularé S. et Biemi J. 2012. Impacts conjugués des changements climatiques et des pressions anthropiques sur les modifications de la couverture végétale dans le bassin versant du N'zi-Bandama (Côte d'Ivoire). *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologies*, 20 : 124-146.

Krummel J. R., Gardner R. H., Sugihara G., O'Neill R. V. et Coleman P. R. 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, 48 : 321-324.

Kulkarni A. D. and Lowe B. 2016. Random Forest Algorithm for Land Cover Classification. Computer Science Faculty Publications and Presentations. *International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication*, 4, 3 : 58-63.

Lambin E. F., Baulies X., Bockstael N., Fisher D., Krug T., Leemans R., Moran E. F., Rindfuss R. R., Sato Y., Skole D., Turner B. L. et Vogel C. 1999. Land use and land cover change (LUCC) : Implementation strategy. IGBP Report 48, IHDP Report 10, 125 p.

Laurance W.F. 2006. Diversity in tropical forests. *Science*, 311 (5766): 1376-1386.

Lillesand T.M., Kiefer R.W. et Chipman J.W. 2008. Remote sensing and image interpretation. Wiley, Hoboken, 37 p.

Lu D., Mausel P., Brondizio E. and Moran E. 2004. Change detection technique. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 12 : 2365-2407.

Lungren C. 1997. Étude des possibilités pour l'intégration des populations dans la gestion des aires de conservation de l'Est du Burkina, IUCN, 101 p.

Maestriperi N. et Paegelow M. 2013. Validation spatiale de deux modèles de simulation : l'exemple des plantations industrielles au Chili. *Cybergeo, European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, 653 : 2365-2407.

Mahmoud I., Duker M., Conrad A., Thiel C., Shaba Ahmad M. H. 2016. Analysis of Settlement Expansion and Urban Growth Modelling Using Geoinformation for Assessing Potential Impacts of Urbanization on Climate in Abuja City, Nigeria. *Remote Sensing*, 8 (3) : 220-232.

Mama A., Sinsin B., De Cannière C. et Bogaert J. 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, 31 : 78-88.

Mandelbrot B. B. 1994. The Fractal Geometry of Nature. New York : W. H. Freeman and Company, 39 p.

Marien J-N. 2008. Forêts périurbaines et bois énergie : Quels enjeux pour l'Afrique centrale? In The Forests of the Congo Basin-State of the Forest, 23 p.

Mas J. F., Kolb M., Paegelow M., Camacho Olmedo M. T. and Houet T. 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models : A comparison of four software packages. *Environmental Modelling et Software*, 51 : 94-111.

Mas J.F. 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 26 (4) : 349-358.

Mas J-F., Kolb M., Houet T., Paegelow M. et Camacho Olmedo M.T. 2011. Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols : Une approche comparative. *Géomatique et occupation des sols*, 21 : 405-430.

Masozera M. K. and Alavalapati J. J. R. 2004. Forest dependency and its implications for protected areas management : A case study from the Nyungwe Forest Reserve, Rwanda. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 : 85-92.

Matthew M. W., Adler-Golden S. M., Berk A., Richtsmeier S. C., Levine R. Y., Bernstein L. S., Acharya P. K., Anderson G. P., Felde G. W., Hoke M. P., Ratkowski A., Burke H.-H., Kaiser R. D. and Miller D. P. 2000. Status of Atmospheric Correction Using a MODTRAN4-based Algorithm. *Proceedings, Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VI*, 4049 : 199-207.

Mayaux P., Eva H., Fournier A., Sawadogo L., Palumbo I. et Grégoire J.M. 2003. Apport des techniques spatiales pour la gestion des aires protégées en Afrique de l'Ouest. Dans Séminaire régional sur l'aménagement et la gestion des aires protégées d'Afrique de l'ouest, Parakou, Bénin, 14-19 Avril 2003, 11 p.

Mbayngone E., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K. et Guinko S. 2008. Structure des ligneux des formations végétales de la Réserve de Pama (Sud-Est du Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 11 : 25-34.

Mbemba L. 2012. Impact de l'agriculture itinérante sur brûlis en République Démocratique du Congo: Préparation d'un atelier et étude de cas dans la réserve de biosphère de Yangambi. Rapport de stage présenté en vue de l'obtention du grade académique de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Catholique de Louvain, Belgique, 58 p.

Mbow C. 2009. Potentiel et dynamique des stocks de carbone des savanes soudaniennes et soudano- guinéennes du Sénégal. Thèse de Doctorat d'État, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 319 p.

McCune B. and Grace J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities, 204 p.

McGarigal K. and 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. (disponible sur le site internet http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf).

McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C. et Ene E. 2002. FRAGSTATS : Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program. University of Massachusetts, Amherst, 11 p.

Mellor A., Boukir S., Haywood A. et Jones S. 2015. Exploring issues of training data imbalance and mislabelling on random forest performance for large area land cover classification using the ensemble margin. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 105 : 155-168.

Ministère de l'Environnement et du Tourisme (MET), 1991. Rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso. 12 p.

Ministère de l'Environnement et du Tourisme (MET), 2002. Rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso. 12p.

Mohamed Sathick M., Balasubramanian A and Syed Mohamed M. 2011. Detection of forest fire in wireless sensor network using evidence combination. *International Journal of Current Research*, 2, 1 : 073-077.

Moilanen A. and Hanski I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95 : 147-151.

N'Da D.H., Adou Y.C.Y., N'Guessan K.E., Kone M., Sagne Y.C. 2008a. Analyse de la diversité floristique du Parc national de la Marahoué, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique science*, 04 : 552-579

N'Da D.H., N'Guessan E.K., Wadja M.E. et Affian K. 2008b. Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc national de la Marahoué (Côte d'Ivoire). *Télédétection*, 8, 1 : 17-34.

N'Guessan E., Dibi N'da H., Bellan M. et Blasco F. 2006. Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte d'Ivoire. *Télédétection*, 5, 4 : 307-323.

Nacoulma B. M. I. 2012. Dynamique et stratégies de conservation de la végétation et de la phytodiversité du complexe écologique du Parc national du W du Burkina Faso. Thèse de Doctorat, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 202 p.

N'Gamba M., Kabuang'a M., Sungu A., Kahindo J-M. et Nshimba H. 2016. Analyse prospective de la déforestation estimée par télédétection dans la réserve de biosphère de Yangambi. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 24, 2 : 236-254.

Niggemann M., Jetzkowitz J., Brunzel S., Wichmann M.C. and Bialozyt R. 2009. Distribution patterns of plants explained by human movement behavior. *Ecological Modelling*, 220 : 1339-1346.

Oloukoi J. 2013. Scénario socio-économique et écologique des changements de l'occupation des terres au Bénin, *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 1 | avril 2013, mis en ligne le 16 avril 2013, consulté le 18 février 2017. URL: <http://vertigo.revues.org/13267>; DOI : 10.4000/vertigo.13267.

Oloukoi J., Mama V.J. et Agbo F.B. 2007. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. *Télédétection*, 6, 4: 305-323.

Ouedraogo A., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K. et Guinko S. 2006. Diagnostic de l'état de dégradation des peuplements de quatre espèces ligneuses en zones soudanienne du Burkina Faso. *Sècheresse*, 17 : 485-491.

Ouédraogo O. 2009. Phytosociologie, dynamique et productivité de la végétation du Parc national d'Arly (Sud-Est du Burkina Faso). Thèse de Doctorat de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 157 p.

- Ouoba P. 2006.** Flore et végétation de la forêt classée de Niangoloko, sud-ouest du Burkina Faso. Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Université de Ouagadougou, Burkina Faso. 140 p.
- Ozer P, Hountondji Y. C., Niang A. J., Karimoune S., Manzo O.L. et Salmon M. 2010.** Désertification au Sahel: historique et perspectives. *BSGLG*, 54 : 69-84.
- Ozer P. 2004.** Bois de feu et déboisement au Sahel : Mise au point. *Sécheresse*, 15 (3) : 243-251.
- Paegelow M. and Camacho-Olmedo M. T. 2005.** Possibilities and limits of prospective GISland cover modelling-a compared case study : Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain). *International Journal of Geographical Information Science*, 19 (6) : 697-722.
- Paegelow M., Villa N., Cornez L., Ferraty F., Ferré L. et Sarda P. 2004.** Modélisations prospectives de l'occupation du sol. Le cas d'une montagne méditerranéenne. *Cybergeo European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, n°295, 20 p. [en ligne] <http://cybergeo.revues.org/2811> (dernière visite : 03/12/2016).
- Patton D. R. 1975.** A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin*, 3 : 171-173.
- Pointius R. G. Jr. 2000.** Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, 8 : 1011-1016.
- Pontius Jr R.G. et Millones M. 2008.** Problems and solutions for kappa-based indices of agreement. *International Conference*, Mytilene, Lesvos, Greece, 3 p.
- Pontius Jr., Huffaker D. and Denman K. 2004.** Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling*, 179 : 445-461.
- Puyravaud J. P. 2003.** Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 4 : 206-219.
- Raherilalao M. J. 2001.** Effets de la fragmentation de la forêt sur les oiseaux autour du Parc National de Ranomafana (Madagascar). *Revue d'écologie*, 56 (4) : 389-406.
- Risser P.G., Karr J.R. et Forman R.T.T. 1984.** Landscape ecology : Directions and approaches. Illinois Natural History Survey, Champaign, USA, 19 p.

Sabatier R., Doyen L. and Tichit M. 2010. Reconciling production and conservation in agrolandscapes : does landscape heterogeneity help? Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food. Montpellier, France, 10 p.

Sanchez-Hernandez C., Boyd D. S. and Foody G. M. 2007. Mapping specific habitats from remotely sensed imagery : «support vector machine and support vector data description based classification of coastal saltmarsh habitats». *Ecological informatics*, 2 : 83-88.

Saura S. and Martinez-Millan J. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67 (9) : 1027-1036.

Savadogo O. M., Ouattara K., Pare S., Ouedraogo I., Sawadogo-Kaboré S., Barron J. et Zombre N. P. 2016. Structure, composition spécifique et diversité des ligneux dans deux zones contrastées en zone Sahélienne du Burkina Faso. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 16 Numéro 1|mai 2016, mis en ligne le 09 mai 2016, consulté le 14 septembre 2016. URL: <http://vertigo.revues.org/17282>; DOI: 10.4000/vertigo.17282.

Sawadogo L. 2006. Adapter les approches de l'aménagement durable des forêts sèches aux aptitudes sociales, économiques et technologiques en Afrique. Le cas du Burkina Faso. Center for International Forestry Research, Jakarta, Indonesia, 59 p.

Sawadogo L. 2009. Influence de facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation des forêts naturelles de la zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse d'État. Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 142 p.

Schlaepfer R. 2002. Analyse de la dynamique du paysage. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Écosystèmes, École Polytechnique de Lausanne, Suisse, 28 p.

Schneider L.C. and Pontius Jr R.G. 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85 : 83-94.

Schuster C., Förster M. and Kleinschmit B. 2012. Testing the red edge channel for improving land-use classification based on high-resolution multi-spectral satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 33, 17 : 5583-5599.

Sellin V., Magnanon S., Gourmelon F., Debaine F. et Nabucet J. 2015. Étude expérimentale en cartographie de la végétation par télédétection. *Cybergeog, European Journal*

of Geography [En ligne], Cartographie, Imagerie, SIG, document 730, mis en ligne le 13 juin 2015, consulté le 17 février 2017.

Soro T. D., Kouakou B. D., Kouassi E.A., Soro G., Kouassi A. M., Kouadio K. E., Oga Yéi M.S. et Soro N. 2013. Hydroclimatologie et dynamique de l'occupation du sol du bassin versant du Haut Bandama à Tortiya (Nord de la Côte d'Ivoire). Vol. 13, <https://vertigo.revues.org/14468>, 20 p.

Streck C. et Zurek M. 2013. Addressing Agriculture Drivers of Deforestation. Opportunities for Catalytic Donor Interventions. *Climate Focus*, 34 p.

Tabarelli M., Lopes A. V., Peres C. A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early successional system. *Biotropica*, 40 : 657-661.

Tabopda W.G. 2008. Les aires protégées de l'extrême –Nord Cameroun entre politiques de conservation et pratiques locales. Thèse de Doctorat en Géographie-Aménagement-Environnement, Université d'Orléans, France, 322p + annexes.

Tabopda W. G., Fosting J-M. et Huaman D. 2005. Évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam (extrême nord du Cameroun) de 1976 à 2003. *in Anais XII Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil*, 2 (16-21) : 3379-3386.

Tabopda W. G., Tsayem-Demaze M. et Fosting J.M. 2006. Information spatialisée comme support d'aide à la gestion des aires protégées au Cameroun : application à la réserve forestière de Laf-Madjam. Colloque international Interactions nature-société: analyse et modèle. Baule du 3 au 6 mai 2006. http://letg.univ-nantes.fr/colloque/pdf/PO_WAFO-TABOPDA.pdf.

Tabopda W.G. et Huynh F. 2009. Caractérisation et suivi du recul des ligneux dans les aires protégées au Nord du Cameroun: analyse par télédétection spatiale dans la réserve forestière de Kalfou. Journées d'animation scientifique (JAS09) de l'AUF, Alger, Algérie, 11 p.

Tabopda G. W., Fosting J. M. 2010. Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale. *Sécheresse*, 21, 3 : 169-178.

Tabopda W.G., Fotsing J-M., Ose K. et Tsayem Demaze M. 2007. Apport de l'analyse spatiale dans le suivi du couvert végétal du Parc national de Waza (Nord Cameroun), GéoCongrès, Québec, Canada, 2-5 octobre 2007.

Tabopda W.G., Tsayem M.D. et Fotsing J-M. 2006. L'information spatialisée comme support d'aide à la gestion des aires protégées au Cameroun: Application de la réserve forestière de Laf-Madjam. Interactions Nature-Société, analyse et modèles. UMR6554 LETG, La Baule, 9 p.

Tankoano B., Hien M., N'Da D.H., Sanon Z., Yameogo J.T. et Somda I. 2016. Anthropogenic pressure and vegetation dynamics in the classified forest of Tiogo in Burkina Faso: Contribution of remote sensing. *Tropicultura* 34, 193-207.

Tankoano B., Hien M., Sanon Z., Dibi N.H., Yameogo T.J. et Somda I. 2015. Dynamique spatio-temporelle des savanes boisées de la Forêt Classée de Tiogo au Burkina Faso, *International Journal of Biology and Chemistry Sciences*, 9 (4) : 1983-2000.

Tatsumi K., Yamashiki Y., Torres M. A. C. and Taïpe C. L. R. 2015. Crop classification of upland fields using Random forest of time-series Landsat 7 ETM+ data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 115 : 171-179.

Tente B. et Sinsin B. 2002. Diversité et structure des formations arborescentes du secteur perma-toucountouna dans la chaîne de l'Atacora (Bénin). Étude, flore et végétation du Burkina Faso, 6 : 31-42.

Thiombiano A., Schmidt M., Holger K. et Guinko S. 2006. Influence du gradient climatique sur la distribution des espèces de Combretaceae au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Candollea*, 61 : 189-213

Tischendorf L. and Fahring L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90 (1) : 7-19.

Toko M.I., Touré F., Toko I.I. et Sinsin B. 2012. Indices de structures spatiales des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Vol.12, N°3, mis en ligne le 16 novembre 2012, consulté le 04 janvier 2013. URL: <http://vertigo.revues.org/13059>, DOI: 10.4000/vertigo.13059.

- Touré F. 2010.** Contribution de la Télédétection et des SIG dans l'étude de la dynamique des îlots de forêt dense dans la Forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie au Bénin entre (1986-2006). Mémoire de DESS en Production et gestion de l'information géographique. RECTAS, Campus Universitaire Obafemi Awolowo Ilé-Ife, Nigéria, 69 p.
- Triepke F. J., Brewer C. K., Leavell M. D., Novak J. S. 2008.** Mapping forest alliances and associations using fuzzy systems and nearest neighbor classifiers. *Remote Sensing of Environment*, 112 : 1037-1050.
- Troll C. 1939.** Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin* : 241-298.
- Tsayem Demaze M. 2010.** La télédétection en tant qu'outil de mesure de la réduction de la déforestation (REDD). *Télédétection*, 9, 3-4 : 245-257.
- Tsayem Demaze M., Fotsing J.-M. et Huynh F. 2002.** La déforestation dans la région de Saint-Géorges de l'Oyapock (Guyane Française). *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de Géographie de Bordeaux*, 128 : 197-222.
- Turner M. G. 1989.** Landscape Ecology-the Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20 : 171-197.
- Turner M.G., Costanza R. et Sklar F.H. 1989.** Methods to evaluate the Performance of Spatial Simulation-Models. *Ecological Modelling*, 48 (1-2) : 1-18.
- Vos C. C., Verboom J., Opdam P. F. M. and Ter Braak C. J. F. 2001.** Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, 157 (1) : 24-41.
- Whitmore T. C. 1990.** An introduction to tropical rain forest. Clarendo Press: Oxford, 123-205.
- Wiens J. A., Stenseth N. C., Vanhorne B. and Ims R. A. 1993.** Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos*, 66 (3) : 369-380.
- With K. A., Gardner R. H. and Turner, M. G. 1997.** Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78 (1) : 151-169.

Wu W., 2003. Application de la géomantique au suivi de la dynamique environnementale en zones arides: Exemple de la région de Nouakchott en Mauritanie, du Ningxia nord et du Shaanxi nord en Chine du nord-ouest. Thèse de Doctorat de l'Université Paris 1, France, 229p

Zoungrana B. J. B., Conrad C., Amekudzi L.K., Thiel M., Da E.D., Forkuor G. et Löw F. 2015. Multi-temporal landsat images and ancillary data for land use/cover change (LULCC) detection in the southwest of Burkina Faso, West Africa. *Remote Sensing*, 7 : 12076-12102.

ANNEXES

Liste des publications tirées de la thèse

B. Tankoano^{1,2*}, Dibi N. H²., Yameogo T. J¹., Karlson M³., Jofack-Sokeng V-C²., Kouamé F.K². et Hien M¹. 2017. Analysis of the spatial and temporal structure of landscape of Deux Balé National Park, Burkina Faso. *International Journal of Current Research*, 9, (06) : 52280-52286.

B. Tankoano^{1,2}, M. Hien¹, N.H. Dibi², Z. Sanon¹, Y.L. Akpa², V-C. Jofack Sokeng² and I. Somda¹, 2016a. Cartographie de la dynamique du couvert végétal du Parc national des Deux Balé. **2èmes Journées Scientifiques de l'Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, 2016, Communication orale** (1^{er} Prix de la meilleure communication orale (catégorie doctorants).

B. Tankoano^{1,2}, M. Hien¹, N.H. Dibi², Z. Sanon¹, Y.L. Akpa², V-C. Jofack Sokeng² and I. Somda¹, 2016b. Mapping land cover dynamics of Deux Balé national Park, Western Burkina Faso, *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 16, 4 : 837-846.

Boalidioa Tankoano^{*1,2}, Mipro Hien¹, Dibi Hyppolite N'DA², Sibiry Albert Kabore¹, Paulin Ouoba¹, Martin Karlson³, Valère Carin Jofack Sokeng², Irénée Somda¹, 2016c. Floristic composition, structure and diversity of the woody vegetation of Deux Balé national Park, Burkina Faso. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 9, 4 : 249-261.

Autres publications du doctorant

V.-C. Jofack Sokeng¹, F. K. Kouamé¹, H. Dibi N'da¹, B. Tankoano², L. Akpa You¹, and B. Ngounou Ngatcha³, 2016. Mapping land cover in Western Cameroon Highlands using neural networks applied to a Landsat 8 OLI image, *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 23, 2 : 443-454

Tankoano B^{1,2*}, Hien M¹., Sanon Z¹., Dibi N.H²., Yameogo T.J¹. et Somda I¹. 2016a. Pression anthropique et dynamique végétale dans la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso : apport de la télédétection. *Tropicultura*, 34, 2 : 193-207.

Martin Karlson^{1,*}, Madelene Ostwald^{1,2}, Heather Reese³, Josias Sanou⁴, Boalidioa Tankoano⁵ and Eskil Mattsson⁶, 2015. Mapping Tree Canopy Cover and Aboveground Biomass in Sudano-Sahelian Woodlands Using Landsat 8 and Random Forest. *Remote Sensing*, 7 : 10017-10041.

Martin Karlson^{a,*}, Madelene Ostwald^{a,b}, Heather Reese^c, Hugues Roméo Bazié^d, Boalidia Tankoano^e, 2016. Assessing the potential of multi-seasonal WorldView-2 imagery for mapping West African agroforestry tree species. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50 (2016) :80–88

Tankoano B^{1,2*}, Hien M¹, Dibi N.H², Sanon Z¹, Yameogo T.J¹ et Somda I¹. 2015. Dynamique spatio-temporelle des savanes boisées de la Forêt Classée de Tiogo au Burkina Fas. *International Journal of Biology and Chemistry Sciences*, 9 (4) : 1983-2000.

Annexe 1 : Fiche relevés phytosociologiques

Date : N° du relevé : Localité : végétation :

Coordonnées géographiques (GPS)
 Log : lat : Altitude.....
 Type de sol..... géomorphologie.....
 Texture..... profondeur.....
 Taux de recouvrement (%) : Arbres..... Arbuste..... Herbacée.....
 Surface inventoriée (m²) : Ligneux..... Herbacée.....
 Hauteur maximale (m) : Ligneux..... Herbacée.....
 Hauteur minimale (m) : Ligneux..... Herbacées.....
 Actions de l'homme.....
 Autres observations.....

Nom des espèces	+	1a	1b	2a	2b	3	4	5

Annexe 2: Fiche de relevés dendrométriques

Date : N° du relevé : localité : végétation :

Coordonnées géographiques (GPS) Lg : lat : Altitude.....
 Type de sol..... géomorphologie..... %rabougris.....
 Texture..... profondeur.....

Noms Scientifiques des espèces	Circonférence à 1.30 m	Hauteur de L'individu	Autres indices

Annexe 3. Tableau XX. Liste des espèces ligneuses inventoriées dans le PNDB (1/4)

N°	Noms scientifiques des espèces ligneuses	Familles
1	<i>Acacia ataxacantha</i> DC.	Mimosaceae
2	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib ex Hall.	Mimosaceae
3	<i>Acacia erythrocalyx</i> Brenan	Mimosaceae
4	<i>Acacia macrostachya</i> Reichenb. ex DC.	Mimosaceae
5	<i>Acacia polyacantha</i> Willd.	Mimosaceae
6	<i>Acacia seyal</i> Del.	Mimosaceae
7	<i>Acacia sieberiana</i> DC.	Mimosaceae
8	<i>Adansonia digitata</i> L.	Bombacaceae
9	<i>Afzelia africana</i> Smith ex Pers.	Cesalpiniaceae
10	<i>Albizia chevalieri</i> Harms	Mimosaceae
11	<i>Annona senegalensis</i> L.	Annonaceae
12	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. et Perr.	Combretaceae
13	<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. ex Poir.) Radlk.	Sapindaceae
14	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
15	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	Balanitaceae
16	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. et Vuillet	Bombacaceae
17	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
18	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae
19	<i>Bridelia scleroneura</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
20	<i>Burkea africana</i> Hook. F.	Cesalpiniaceae
21	<i>Calotropis procera</i> (Ait.) Ait.f.	Asclepiadaceae
22	<i>Cola laurifolia</i> Mast.	Sterculiaceae
23	<i>Capparis sepiara</i> L.	Capparaceae
24	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Cesalpiniaceae
25	<i>Cissus populnea</i> Guill. et Perr.	Vitaceae
26	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
27	<i>Combretum fragrans</i> Stend. ex A. Rich.	Combretaceae
28	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
29	<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae

Annexe 3. Tableau XX. Liste des espèces ligneuses inventoriées dans le PNDB (2/4)

N°	Noms scientifiques des espèces ligneuses	Familles
30	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae
31	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. Ex Guill. et Perr.	Combretaceae
32	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afzel ex. G. Don) Benth.	Rubiaceae
33	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. et Dalz.	Cesalpiniaceae
34	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. et Perr.	Cesalpiniaceae
35	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight et Arn.	Mimosaceae
36	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. et A. Rich.	Ebenaceae
37	<i>Entada africana</i> Guill. et Perr.	Mimosaceae
38	<i>Feretia apodanthera</i> Del.	Rubiaceae
39	<i>Ficus platyphylla</i> Del.	Moraceae
40	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt	Euphorbiaceae
41	<i>Garcinia livingstonei</i> T. Anders.	Clusiaceae
42	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf et Hutch.	Rubiaceae
43	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf et Hutch.	Rubiaceae
44	<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.	Rubiaceae
45	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. et Thonn.	Rubiaceae
46	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
47	<i>Grewia cissoides</i> Hutch. et Dalz.	Tiliaceae
48	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	Tiliaceae
49	<i>Grewia lasiodiscus</i> K. Schum.	Tiliaceae
50	<i>Grewia villosa</i> Willd.	Tiliaceae
51	<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	Combretaceae
52	<i>Isoberlinia doka</i> Craib et Stapf	Cesalpiniaceae
53	<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib et Stapf	Cesalpiniaceae
54	<i>Ixora brachypoda</i> DC.	Rubiaceae
55	<i>Keetia venosa</i> (Oliv.) Bridson	Rubiaceae
56	<i>Khaya senegalensis</i> (Desr.) A. Juss.	Meliaceae
57	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae
58	<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae
59	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae

Annexe 3. Tableau XX. Liste des espèces ligneuses inventoriées dans le PNDB (3/4)

N°	Noms scientifiques des espèces ligneuses	Familles
60	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	Anacardiaceae
61	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. et K. Krause	Anacardiaceae
62	<i>Lannea velutina</i> A. Rich.	Anacardiaceae
63	<i>Lonchocarpus cyanescens</i> (Schum. et Thonn.) Benth.	Fabaceae
64	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. et Perr.	Fabaceae
65	<i>Lophira lanceolata</i> Van Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
66	<i>Manilkara multinervis</i> (Bak.) Dubard	Sapotaceae
67	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) Prance	Chrysobalanaceae
68	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell	Celastraceae
69	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) Kuntze	Rubiaceae
70	<i>Monotes kerstingii</i> Gilg	Diptérocarpaceae
71	<i>Ozoroa insignis</i> Del.	Anacardiaceae
72	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
73	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex G. Don	Mimosaceae
74	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum.	Rubiaceae
75	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth.) van Meeuwen	Fabaceae
76	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	Cesalpiniaceae
77	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	Cesalpiniaceae
78	<i>Prosopis africana</i> (Guill. et Perr.) Taub.	Mimosaceae
79	<i>Pseudocedrela kotschy</i> (Schweinf.) Harms	Meliaceae
80	<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. et Diels	Combretaceae
81	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Fabaceae
82	<i>Pterocarpus santalinoides</i> L'Her. ex DC.	Fabaceae
83	<i>Rhus natalensis</i> Benth. ex Krauss	Anacardiaceae
84	<i>Rytigynia senegalensis</i> Blume	Rubiaceae
85	<i>Saba senegalensis</i> (A. DC.) Pichon	Apocynaceae
86	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Smith) Bruce	Rubiaceae
87	<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae

Annexe 3. Tableau XX. Liste des espèces ligneuses inventoriées dans le PNDB (4/4)

N°	Noms scientifiques des espèces ligneuses	Familles
88	<i>Securidaca longepedunculata</i> Fres.	Polygalaceae
89	<i>Senna singueana</i> (Del.) Lock	Cesalpiniaceae
90	<i>Sterculia setigera</i> Del.	Sterculiaceae
91	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
92	<i>Strychnos innocua</i> Del.	Loganiaceae
93	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
94	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	Cesalpiniaceae
95	<i>Tamarindus indica</i> L.	Cesalpiniaceae
96	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. et Perr.	Combretaceae
97	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	Combretaceae
98	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. et Perr.	Combretaceae
99	<i>Terminalia mollis</i> Laws.	Combretaceae
100	<i>Terminalia schimperiana</i> Hochst.	Combretaceae
101	<i>Trichelia emetica</i> Vahl	Meliaceae
102	<i>Vitellaria paradoxa</i> Gaertn. F.	Sapotaceae
103	<i>Vitex doniana</i> Oliv.	Verbenaceae
104	<i>Vitex chrysocarpa</i> Planch. ex Benth.	Verbenaceae
105	<i>Vitex simplicifolia</i> Oliv.	Verbenaceae
106	<i>Xeroderris stuhlmannii</i> (Taub.) Mendonça et E. P. Sousa	Fabaceae
107	<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae
108	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Rhamnaceae
109	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	Rhamnaceae