

UNIVERSITE OUAGA I Pr Joseph KI - ZERBO

École doctorale
Sciences et Techniques

Laboratoire de Biologie et Écologie végétales
(La.B.E.V.)



N° d'ordre.....

Thèse Présentée
par Soungalo SOULAMA

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université Ouaga I Pr Joseph KI - ZERBO

Spécialité : Sciences Biologiques Appliquées

Option : Botanique et Phyto-écologie

**TYPES D'UTILISATION DES TERRES ET INDICATEURS DE
DÉGRADATION DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES RÉSERVES DE
PAMA ET LES AGROSYSTEMES (Sud-est du BURKINA FASO)**



Soutenue le 28 Avril 2016, devant le jury composé de :

Président : Hassan Bismack NACRO, Professeur titulaire, Université Polytechnique de Bobo Dioulasso, Burkina Faso (Rapporteur)

Membres : Ali MAHAMANE, Professeur titulaire, Université de Diffa, Niger (Rapporteur)
Batawila KOMLAN, Professeur titulaire, Université de Lomé, Togo (Rapporteur)

Joseph I. BOUSSIM, Professeur titulaire, Université Ouaga1 Pr Joseph Ki Zerbo, Burkina Faso

Jean Marie DIPAMA, Maître de Conférences, Université Ouaga1 Pr Joseph Ki Zerbo, Burkina Faso

Adjima THIOMBIANO, Professeur titulaire, Université Ouaga1 Pr Joseph Ki Zerbo, Burkina Faso (Directeur de Thèse)

Dedicace

A

- *Feu Milon Lazare SOULAMA, mon père*
- *Feue Aman Siépourmahi Thérèse SOULAMA, ma mère*

*Pour m'avoir donné l'espoir ici bas où `` on n'est pas orphelin
d'avoir perdu père et mère, mais d'avoir perdu l'espoir ``.*

A

- *Dorfa Axella SOULAMA, ma fille*
- *Toute la jeunesse militante, debout et en marche résolue pour
l'édification d'une Société Burkinabé Nouvelle, Prospère et Juste.*

``Regardons là où on a trébuché et non là où on est tombé``.

Remerciements

Cette thèse a été réalisée au Laboratoire de Biologie et d'Ecologie Végétales (La.B.E.V.) de l'Université de Ouagadougou (Burkina Faso). L'achèvement de ce travail de recherche ne serait pas possible sans le soutien et l'encouragement de notre famille, des amis, des collègues et des superviseurs. Nous voudrions donc saisir l'occasion qui nous est offerte pour remercier tous ceux qui ont contribué, d'une manière ou d'une autre, à la réalisation de cette thèse.

Tout d'abord, nous traduisons toute notre reconnaissance à notre directeur de thèse, Pr Adjima Thiombiano, pour l'opportunité qu'il nous a donnée pour réaliser ce travail. Nous lui traduisons ici toute notre reconnaissance surtout pour avoir accepté, en dépit de toutes ses multiples occupations professionnelles, scientifiques et sociales, de diriger cette thèse. Nous lui disons également merci pour ses sages conseils, ses encouragements, ses orientations scientifiques, son aide morale et matérielle dont nous avons bénéficiés. Aucun mot n'est assez fort pour vous témoigner toute notre gratitude. Du fond du coeur, merci!

Ensuite, nous remercions l'équipe du Laboratoire d'écologie végétale (La.B.E.V.) qui a su créer une ambiance de travail en équipe organisée et compétente. Par les nombreux points de thèse, les séances de discussions, les échanges techniques et scientifiques, nous avons bénéficié d'appui technique et de conseils tout le long de notre travail de recherche. Dans le cadre de l'avancement de ce travail, nous remercions particulièrement le Pr Boussim Joseph Issaka et les Drs Amadé Ouédraogo, Salif Traoré, Oumarou Ouédraogo et Blandine Nacoulma M. I. Nous n'oublierons pas aussi de dire merci aux étudiants en thèse du La.B.E.V avec qui nous avons entretenu une bonne collaboration tout au long de ce travail. Qu'ils soient tous en remerciés pour leurs contributions à ce travail.

Enfin, ce travail a bénéficié de l'appui financier du projet ``UNDESERT`` – Understanding and Combating Desertification to Mitigate its Impact on Ecosystem Services (EU-FP7 n°. 243906) pour son aboutissement. Il s'agit en particulier du financement des activités de terrain et de la prise en charge de deux voyages d'étude et de recherches effectués en marge de nos recherches doctorales. Le premier voyage a été effectué dans le cadre d'un stage de formation en Systèmes d'Information Géographique (SIG) et Télédétection à l'Université d'Abomey Calavi (Bénin). Le deuxième voyage a quant à lui été effectué à l'Université de Frankfurt (Allemagne). Celui-ci nous a donné l'opportunité de traiter nos images satellites, d'effectuer la recherche documentaire et d'apprendre certains logiciels de traitement de données. Que les directions et staffs de ces deux Universités en soient remerciés. Nous pensons

particulièrement au Pr Witig, au Dr Karen, au Dr Yvonne Bachmann de l'Université Goethe de Frankfurt et au Pr Brice Sinsin et au Dr Téka de l'Université d'Abomey Calavi du Bénin.

Je ne saurais passer sous silence le réseau de camarades étudiants du projet ``UNDESERT`` de l'Université de Ouagadougou et de l'Université Polytechnique de Bobo, du Niger, du Bénin, du Sénégal et d'Allemagne avec qui nous avons fructueusement collaboré à travers des échanges enrichissants scientifiquement et moralement.

Je remercie les nombreuses personnes qui m'ont aidé sans calcul, pour la récolte des données de terrain, dans des conditions très souvent difficiles. Sans leurs soutiens et encouragements, nous n'aurions pas pu tout seul venir à bout de cette épreuve du terrain. Il s'agit des agents du service des Eaux et Forêts (Soubeiga Bertrand, Soré Issaka, Koidima Marcel), des pisteurs (Yombo, Garibou, Thiombiano, Sawadogo, Blimpo, Koadia, Tankoano), des techniciens (feu Zan Jean Pascal, Kaboré Abel et Gnada Issaka). Nous tenons à remercier particulièrement et à titre posthume feu Zan Jean Pascal, pour sa contribution inestimable au travail de terrain. Il a été arraché violement de la vie après la première année de campagne d'inventaires. Qu'il trouve un réconfort moral dans ce travail qui est aussi son fruit. Que son âme repose en paix!

Je clos cette page de remerciements avec une mention spéciale à ma famille qui m'a soutenu sans répit et supporté mes absences tant physiques que spirituelles durant toute cette épreuve.

«Qui cite se trompe», comme disait l'autre. Que tous les anonymes qui ont été malencontreusement oubliés ne m'en tiennent pas rigueur.

Résumé

La dégradation des terres est un problème important dans les pays sahéliens. Ce phénomène complexe reste difficile à cerner avec précision. L'absence d'indicateurs pertinents est une contrainte majeure pour un meilleur monitoring des écosystèmes en milieu tropical. Cette étude a été conduite dans les réserves partielles de faune de Pama et ses agrosystèmes connexes (ZOVIC, aires de pâture, jachères) au Sud-Est du Burkina Faso. Elle a pour objectif principal d'identifier des indices pertinents de la dégradation des terres afin de proposer des actions pour améliorer la résilience des écosystèmes et des populations locales. Les objectifs spécifiques sont: (i) analyser la dynamique spatio-temporelle des types d'occupation des sols; (ii) caractériser les états de dégradation des agrosystèmes de la zone d'étude; (iii) évaluer l'impact des types d'utilisation des terres sur la dégradation des écosystèmes; (iv) évaluer l'impact de la pression anthropique sur la structure de la flore et de la végétation des zones humides; (v) déterminer les savoirs locaux relatifs à l'usage de 8 espèces pastorales et les perceptions paysannes de la dégradation des terres au sein de trois principaux groupes ethniques.

377 relevés phytosociologiques et dendrométriques ont été effectués suivis d'analyses multivariées. L'impact des types d'utilisation des terres est établi à l'aide d'analyses comparées de diversité et de structure. Aussi, des relevés des états de surface du sol ont permis de mieux caractériser les faciès de dégradation et d'établir un indicateur synthétique de dégradation des terres (LDI). Enfin, l'exploration des connaissances locales et des perceptions des trois principales communautés des sites d'étude, liées à 8 espèces pastorales, a été faite à l'aide d'un guide d'entretien semi-structuré.

Les résultats montrent que les réserves partielles de faune de Pama connaissent 58% de reverdissement durant ces 10 dernières années. Au contraire, les agrosystèmes connexes connaissent un taux de dégradation de 28,82% dans le même temps. La savane boisée est l'unité de formation la plus affectée par la dégradation qui se traduit par sa conversion en savanes arbustives, en mosaïques champs-jachères voire en sols nus.

Trois états de dégradation ont été caractérisés par des indicateurs d'état ou d'alerte tels que la fréquence des Thérophytes, Chaméphytes ou des Phanérophytes; la fréquence des espèces annuelles ou pérennes; le niveau d'enrichissement spécifique du milieu en herbacées et les états de surface du sol. Par ailleurs, le modèle de LDI s'avère un bon outil de prise de décision. Le seuil de dégradation critique est atteint lorsque $LDI > 50$.

Les indicateurs écologiques et les modèles de distribution d'abondance des espèces montrent l'existence d'un gradient de dégradation au niveau des différents types d'utilisation des terres. Les réserves de Pama constituent l'unité d'occupation la moins dégradée tandis que les aires communales sont les unités d'occupation les plus dégradées. Les ZOVIC sont dans un état de dégradation intermédiaire. Par ailleurs, une comparaison de la flore et de la végétation des berges des zones humides protégées et non protégées, montre que les secondes sont plus dégradées que les premières. Dans les deux sites, on note une difficulté de survie des individus en régénération, une perte de la spécificité floristique de ces milieux humides et une forte présence des espèces de savanes (Poaceae, Combretaceae). Étant donné la nécessité de la participation des populations à la gestion environnementale, nous avons exploré les savoirs et perceptions des populations locales. Les Gourmantché et les Mossé rapportent une plus grande diversité d'usages des 8 espèces par rapport aux Peulh. *S. setigera* est l'espèce ayant le moins d'usages dans tous ces groupes ethniques. Par ailleurs, les Peulh ont une perception des services écosystémiques et de la dégradation des ressources naturelles, différente des deux autres groupes ethniques.

Mots clés: dynamique d'occupation, dégradation des terres; indicateurs; phytodiversité; perceptions locales; réserves de Pama, Burkina Faso.

Abstract

Land degradation is a major problem in the Sahelian countries. This complex phenomenon is difficult to understand. The lack of relevant indicators is a major constraint for better monitoring of ecosystems in tropical areas. This study was conducted in the partial fauna reserves of Pama and its related agro-ecosystems (ZOVIC, grazing areas and fallows) located in the south-eastern Burkina Faso. Its main objective is to identify relevant indicators of land degradation in order to propose actions to improve the resilience of ecosystems and local populations. The specific objectives are to: (i) analyze the spatiotemporal dynamics of land cover types; (ii) characterize the state of degradation of the agro-ecosystems; (iii) assess the impact of land use types on ecosystem degradation; (iv) assess the impact of human pressure on the structure of the flora and vegetation of wetlands; (v) determine local knowledge and farmers' perceptions relating to the use of 8 pastoral species among the three main ethnic groups.

Remote sensing was used to analyze the spatial and temporal dynamics of land use and land cover. 377 phytosociological and dendrometric relevés were collected and multivariate analyzes were applied. The impact of land use types was established using comparative analyzes of diversity and structure. In addition, surveys of soil surface states allowed better characterizing the degradation facies and establishing a synthetic indicator of land degradation (LDI). Finally, exploration of local knowledge and perceptions relating to 8 pastoral species were investigated.

The results show an increase of 58% of the vegetation mainly in Pama wildlife partial reserves. At the same time, the degradation level is 28.82% in related agrosystem. Woodland is the vegetation class most affected by degradation which is manifested by its bushland, field-fallow or bare soil conversion.

The three states of degradation were characterized by state indicators or warning indicators such as the frequency of Therophytes, Chamaephytes or Phanerophytes; the frequency of annual or perennial species; the level of enrichment of lands by herb species and soil surface states. In addition, LDI model is a good tool for decision making. The critical threshold is reached when $LDI > 50$. The ecological indicators and distribution patterns of species abundance show the existence of a degradation gradient at different land use types. Pama reserves are less degraded while the communal areas are the most degraded. The ZOVIC are in an intermediate state of degradation. Comparatively, the flora and vegetation of protected wetlands banks were shown less degraded than those in unprotected areas. At both sites, there is a difficulty of survival of seedlings, a loss of floristic specificity of wetlands and a strong presence of savanna species (Poaceae; Combretaceae). Given the need for public participation in environmental management; we explored the knowledge and perceptions of local people. Mossé and Gourmantché ethnic groups reported a greater diversity of uses of the 8 species than Fulani's. *S. setigera* is the species with the least usage in the three ethnic groups. Furthermore, Peulh are opposite to the two other ethnic groups about perception of ecosystem services and degradation of natural resources.

Keywords: Land use dynamic; degradation states; indicators; phytodiversity; local perceptions; Pama reserves; Burkina Faso.

TABLE DES MATIERES

Dedicace	ii
Remerciements	iii
Résumé	v
Liste des sigles et abréviations	xii
Liste des figures	xiii
Liste des tableaux	xiii
Liste des annexes.....	xv
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PREMIERE PARTIE: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
CHAPITRE I. LA DÉGRADATION DES TERRES ET LES INDICATEURS DE DÉGRADATION.....	6
I.1 Dégradation des terres et érosion de la diversité biologique dans les pays sahéliens	6
I.1.1 Notion de dégradation des terres et ses conséquences	6
I.1.2 Causes de la dégradation des terres au Sahel	6
I.1.3 Types d'utilisation des terres et unités d'occupation des sols	8
I.1.4 Perturbations de la diversité biologique et défis.....	10
I.2 Indicateurs de dégradation des terres	12
I.2.1 Indicateurs environnementaux: les indicateurs PER et DPSIR	12
I.2.2 Indicateurs écologiques	14
I.3 Ancrage scientifique de la thèse	14
I.4 Conclusion partielle	15
CHAPITRE II: PRÉSENTATION DU CADRE D'ÉTUDE	16
II.1 Milieu d'étude.....	16
II.1.1. Situation géographique.....	16
II.1.2 Climat	17
II.1.3 Géomorphologie et sols.....	19
II.1.4 Réseau hydrographique	21
II.1.5 Végétation	22
II.1.6 Ressources fauniques	23
II.1.7 Populations et activités socio-économiques	24
DEUXIEME PARTIE: TRAVAUX DE RECHERCHE	26
CHAPITRE III: IMPACT DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION DES RÉSERVES PARTIELLES DE FAUNE DE PAMA ET DE SES PÉRIPHÉRIES (SUD-EST DU BURKINA FASO).....	27
III.1 Introduction	27
III.2 Matériel et méthode	28
III.2.1 Collecte des données	28

III.2.1.1 Données images.....	28
III.2.1.2 Données climatiques	29
III.2.1.3 Données de végétation	29
III.2.2 Analyse des données	30
III.2.2.1 Traitement des images.....	30
III.2.2.2 Identification et typologie des zones de changement.....	30
III.2.2.3 Évaluation de l'impact climatique.....	31
III.2.2.4 Évaluation de l'impact des types d'utilisation des terres sur la dégradation...	32
III.3 Résultats.....	32
III.3.1 Vérification des classifications	32
III.3.2 État d'occupation des sols en 2001 et 2013	35
III.3.3 Typologie et répartition spatiale des changements intervenus	36
III.3.4 Évolution climatique.....	38
III.3.5 Types d'utilisation des terres et dégradation des agrosystèmes.....	40
III.4 Discussion.....	42
III.4.1 Évolution des unités d'occupation du sol	42
III.4.2 Influence des péjorations climatiques	43
III.4.3 Impacts des types d'utilisation des terres sur la dégradation des terres.....	44
III.5 Conclusion partielle	46
CHAPITRE IV: CARACTÉRISTIQUES ÉCOLOGIQUES ET STRUCTURALES DES ÉTATS DE DÉGRADATION DES AGROSYSTÈMES DU SUD-EST DU BURKINA FASO.....	47
IV.1 Introduction	47
IV.2 Matériel et méthodes	48
IV.2.1 Échantillonnage	48
IV.2.2 Collecte des données.....	49
IV.2.3 Analyse des données.....	50
IV.2.3.1 Paramètres structuraux	50
IV.2.3.2 Paramètres écologiques	51
IV.2.3.3 Paramètres stationnels	52
IV.2.3.4 Détermination de l'indice de dégradation des terres (LDI)	52
IV.2.3.5 Analyses statistiques	53
IV.3 Résultats	53
IV.3.1 Caractérisation structurale des états de dégradation	53
IV.3.1.1 Variables discriminantes des états de dégradation des agrosystèmes.....	53
IV.3.1.2 États de dégradation	54
IV.3.1.3 Caractéristiques des unités d'occupation des sols.....	56
IV.3.1.4 Discrimination des classes de végétation.....	57

IV.3.1.5 États de la régénération dans les classes de dégradation	58
IV.3.2 Caractérisation écologique des états de dégradation	59
IV.3.2.1 Richesse spécifique des états de dégradation.....	59
IV.3.2.2 Types biologiques et phytogéographiques	61
IV.3.2.3 Espèces caractéristiques des états de dégradation.....	63
IV.3.3 Indice de dégradation (LDI) et les états de surface du sol.....	64
IV.3.3.1 Indicateurs de dégradation des terres liés aux états de surface	64
IV.3.3.2 Performances de la LDI	65
IV.4 Discussion	67
IV.4.1 Structure des états de dégradation	67
IV.4.2 Caractéristiques écologiques des états de dégradation	69
IV.4.3 États de surface du sol et dégradation des terres	71
IV.5 Conclusion partielle.....	73
CHAPITRE V: IMPACT DES TYPES D'UTILISATION DES TERRES SUR LA COMPOSITION, LA DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET LA STRUCTURE DE LA VÉGÉTATION	74
V.1 Introduction.....	74
V.2 Matériel et méthode	76
V.2.1 Collecte des données	76
V.2.2 Analyse des données	76
V.2.2.1 Ordination des communautés et détermination des espèces caractéristiques... 76	
V.2.2.2 La diversité Alpha des communautés végétales.....	77
V.2.2.3 La diversité beta des communautés végétales.....	77
V.2.2.4 Les types biologiques et les chorotypes	77
V.2.2.5 Les modèles de distribution d'abondance des espèces.....	78
V.2.2.6 Analyses statistiques.....	79
V.3 Résultats.....	79
V.3.1 Ordination des communautés végétales	79
V.3.2 Richesse spécifique des unités d'occupation des terres	80
V.3.3 Beta diversité entre les trois types d'utilisation des terres	81
V.3.4 Espèces caractéristiques des trois types d'utilisation des terres	82
V.3.5 Types biologiques et composition chorologique des communautés végétales	82
V.3.6. Distribution d'abondance des espèces	84
V.4 Discussion.....	85
V.4.1 Changements dans les traits des communautés végétales.....	85
V.4.2 Dégradation de la biodiversité des agrosystèmes	87
V.4.3 Groupes fonctionnels et types d'utilisation des terres	88
V.4.4 Bonne distribution d'abondance des espèces des aires protégées.....	89

V.5 Conclusion partielle	90
CHAPITRE VI:IMPACT DE LA CONSERVATION SUR LA DYNAMIQUE DE LA FLORE ET DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES DU SUD-EST DU BURKINA FASO.....	91
VI.1 Introduction	91
VI. 2 Matériel et méthodes	93
VI.2.1 Récolte des données.....	93
VI.2.2 Analyse de la diversité spécifique	93
VI.2.3 Fréquence des espèces et espèces diagnostiques	93
VI.2.4 Analyse des structures de la végétation	94
VI.3 RESULTATS	95
VI.3.1 Composition floristique, diversité et formes de vie.....	95
VI.3.2 Fréquence des espèces et espèces dignostiques.....	102
VI.3.3 Analyse structurale	103
VI.4 DISCUSSION	105
V.4.1 Remaniement de la flore des berges des zones humides dégradés	105
VI.4.2 Occurrence des espèces dans les berges des zones humides	106
VI.4.3 Structure de la végétation des berges des zones humides.....	108
VI.5 Conclusion partielle.....	110
CHAPITRE VII: PERCEPTION LOCALE DE LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION ET VALEURS D'USAGE DE HUIT ESPÈCES FOURRAGÈRES DANS LA RÉGION DU SUD-EST DU BURKINA FASO.	112
VII.1 Introduction.....	112
VII.2 Méthode	114
VII.2.1 Collecte des données	114
VII.2.2 Analyse des données	115
VII.3 Résultats	116
VII.3.1 Diversité et distribution des connaissances locales parmi les interviewés.....	116
VII.3.2 Valeur de diversité d'usage	117
VII.3.3 Organes utilisés	121
VII.3.4 Perception du degré de préférence des 8 espèces végétales appréciées	122
VII.3.5 Perception de l'état de conservation des 8 espèces végétales appréciées.....	123
VII.3.6 Perception sur l'état des ressources naturelles	124
VII.4 Discussion	126
VII.4.1 Diversité et distribution des connaissances relatives aux usages	126
VII.4.2 Perception des menaces et dégradation des ressources biologiques végétales ..	128
VII.5 Conclusion partielle	129
CHAPITRE VIII: DISCUSSION GENERALE.....	131

VIII.1 Analyse rétrospective des méthodes utilisées.....	131
VIII.1.1 Échantillonnage et identification des plantes.....	131
VIII.1.2 Approche pluridisciplinaire.....	131
VIII.1.2.1 La télédétection	132
VIII.1.2.2 Les analyses floristiques.....	132
VIII.1.2.3 L’approche ethnobotanique.....	134
VIII.1.2.4 Techniques d’analyses multivariées: les ordinations	134
VIII.2 Évolution du couvert du sol.....	135
VIII.3 Indicateurs liés aux états de surface du sol.....	136
VIII.4 Herbacées indicatrices des perturbations d’ordre anthropique.....	136
VIII.5 Espèces indicatrices de dégradation	137
VIII.6 Analyse des stratégies démographiques des espèces.....	137
VIII.7 Un nombre élevé d’espèces rares dans les milieux dégradés	138
VIII.8 Perceptions de la dégradation et savoirs locaux	139
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	140
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	146
ANNEXES	I

Liste des sigles et abréviations

BUNASOLS: Bureau National des Sols

CDD: Convention des Nations Unies sur la Lutte contre la Désertification

CES/DRS: Conservation des Eaux et des Sols/ Défense et Restauration des Sols

CNUED: Nations Unies pour l'Environnement et le Développement

DFC: Direction de la Faune et des Chasses du Burkina Faso

DNM: Direction Nationale de la Météorologie

DPSIR: Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses (Forces motrices - Pression - État - Impact - Réponse).

EEA: Agence européenne de l'environnement

IDH: Hypothèse des Perturbations Intermédiaires

IFN2: Inventaire Forestier National, deuxième phase

INSD: Institut National des Statistiques et de la Démographie

IUCN: Union Internationale de Conservation de la Nature

LDI: Indice de Dégradation des Terres (Land Degradation Index)

OCDE: Organisation de Coopération et Développement Economiques

OMM: Organisation Météorologique Mondiale

PER : Pression État Réponse

PICOFA: Programme d'Investissement Communautaire en Fertilité Agricole

PNGT2: Programme National de Gestion des Terroirs, 2^{ème} phase.

PRIPODE: Programme International de Recherche sur les Interactions entre la Population, le Développement et l'Environnement

SILEM: Sahel Integrated Lowland Ecosystem Management (Projet de Gestion Intégrée des Ecosystèmes du Sahel)

SP/CONEDD: Secretariat Permanent du Conseil National de l'Environnement et du Développement Durable

SPI: Indice Standardisé des Précipitations

TUT: Types d'Utilisation des Terres

ZOVIC: Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétique

Liste des figures

Figure 1: Lien causal terre, population, pauvreté et dégradation	8
Figure 2: Schéma général des indicateurs DPSIR.....	13
Figure 3: Localisation de la zone d'étude	17
Figure 4: Pluviosité moyenne des communes de Fada et de Pama de 2003 à 2013	17
Figure 5: Diagramme ombrothermique des valeurs moyennes de 1980 à 2013	19
Figure 6: État des sols de la zone d'étude	21
Figure 7: Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude.....	22
Figure 8: Occupation des sols dans les réserves de Pama et leur périphérie	34
Figure 9: Dynamique de l'occupation du sol entre 2001 et 2013 dans la zone d'étude.....	35
Figure 10: Dynamique de changement du couvert végétal dans les réserves de Pama et des agrosystèmes avoisinants (de 2001 à 2013)	37
Figures 12a: Cartes factorielles des paramètres pluviométriques	39
Figures 12 b: Cartes factorielles des sites selon la période climatique	39
Figure 13: ACP des sites en fonction des variables écologiques mesurées	41
Figure 14: Plan factoriel des variables explicatives des différences observées au niveau des trois états de dégradation des agrosystèmes.....	55
Figure 15: Caractérisation des unités d'occupation des sols.....	56
Figure 16: Types biologiques en fonction des états de dégradation	61
Figure 17: Types phytogéographiques en fonction des états de dégradation.....	62
Figure 18: Discrimination des trois états de dégradation à l'aide de la LDI.....	66
Figure 19: Diagramme d'ordination des communautés en fonction des types d'utilisation des terres	80
Figure 20: Types biologiques selon les types d'utilisation des terres	82
Figure 21: Types phytogéographiques selon les types d'utilisation des terres	84
Figure 23: Diagramme d'ordination des 60 placeaux selon le statut de protection	96
Figure 24: Types biologiques selon le statut de conservation.....	101
Figure 25: Types phytogéographiques selon le statut de conservation	102
Figure 26: Distribution de la richesse des familles des berges des zones humides selon le statut de protection	102
Figure 27: Occurrences des espèces des berges des zones humides	103
Figure 28: Distribution des classes diamétrales de Weibull des ligneux des zones humides	104
Figure 29: Perception de l'état de conservation des 8 espèces végétales appréciées.....	123
Figure 30: Plan factoriel des perceptions de l'environnement et des groupes ethniques.....	126

Liste des tableaux

Tableau I: Caractéristiques pluviométriques de la zone d'étude.....	18
Tableau II: Typologie des changements des unités d'occupation du sol	31
Tableau III: Matrice de confusion de la classification de l'image de 2001	33
Tableau IV: Matrice de confusion de la classification de l'image de 2013	33
Tableau V: Matrice de transition en pourcentage d'occupation des sols dans les réserves de Pama et leurs périphéries.....	36
Tableau VI: Structure des axes de l'ACP.....	41
Tableau VII: Distribution des placeaux selon les états de dégradation et les types d'utilisation des terres.....	49
Tableau VIII: Paramètres retenus pour la discrimination des états de dégradation	54

Tableau IX. Résumé des fonctions canoniques discriminantes	54
Tableau X: Classes de moyennes canoniques	54
Tableau XI: Structure canonique des variables discriminantes des états de dégradation	55
Tableau XII: Distance de Mahalanobis	56
Tableau XIII: Structure canonique des variables discriminant deux TUTs	57
Tableau XIV: Matrice de confusion pour l'évaluation de la classification des types de végétation	58
Tableau XV: Comparaison des densités des plantules par strates	58
Tableau XVI: Comparaison des densités des plantules en fonction des états de dégradation .	59
Tableau XVII: Richesse spécifique en fonction des états de dégradation	60
Tableau XVIII: caractérisation des classes de dégradation selon les indices de diversité	60
Tableau XIX: Comparaison de la richesse spécifique entre les états de dégradation	61
Tableau XX: Importance des espèces annuelles et pérennes suivant les états de dégradation	62
Tableau XXI: Importance des chorotypes des suivant les états de dégradation	63
Tableau XXII: Espèces caractéristiques des états de dégradation et leurs valeurs indicatrices	64
Tableau XXIII: Sélection des indicateurs visuels discriminants les états de dégradation	65
Tableau XXIV: Relation entre les variables de végétation discriminantes des états de dégradation et la LDI.....	66
Tableau XXV: Caractéristiques des axes	80
Tableau XXVI: Variation de la diversité alpha des communautés végétales en fonction du type d'utilisation des terres	81
Tableau XXVII: Distances de dissimilarité de Sorensen entre les trois TUT.....	81
Tableau XXVIII: Importance des espèces annuelles et pérennes suivant les types d'utilisation des terres.....	83
Tableau XXIX: Importance des chorotypes suivant les types d'utilisation des terres.....	83
Tableau XXX: Test chi-carré de la distribution d'abondance des espèces	85
Tableau XXXI: Caractéristiques des axes de la DCA.....	96
Tableau XXXII: Répartition des familles d'espèces dominantes selon le statut de conservation	97
Tableau XXXIII: Caractéristiques écologiques des communautés végétales des berges des zones humides	100
Tableau XXXIV: Moyennes et écarts-ypes des paramètres de structure de la végétation des berges des zones humides	104
Tableau XXXV: Distribution selon les caractéristiques socio-démographiques	114
Tableau XXXVI: Noms locaux des espèces étudiées selon le groupe ethnique	115
Tableau XXXVII: Indices de connaissances et d'usages pour les 8 espèces appréciées	116
Tableau XXXVIII: Résumé de l'évaluation des connaissances concernant 8 espèces de plantes appréciées	117
Tableau XXXIX: Valeurs de diversité d'usage (UD) et d'équitabilité (UE) des 8 espèces végétales appréciées.	120
Tableau XXXX: Valeurs consensuelles des parties des 8 espèces fourragères	122
Tableau XXXXI: Répartition des espèces selon le degré de préférence.....	123
Tableau XXXXII: Perception des causes de dégradation de la phytodiversité locale	124
Tableau XXXXIII: Perception des espèces menacées dans la zone d'étude	124
Tableau XXXXIV: Indicateurs biologiques de milieux dégradés ou conservés selon la perception locale	125

Liste des annexes

Annexe 1 : Liste exhaustive des espèces inventoriées	I
Annexe 2 : Liste exhaustive des espèces en régénération inventoriées	XI
Annexe 3: Espèces caractéristiques de chaque type d'utilisation des terres	XIV
Annexe 4: espèces diagnostiques des berges des zones humides	XVI
Annexe 5 : Indicateurs visuels de dégradation des terres.....	XVII
Annexe 6 : Photos montrant différents faciès de dégradation.....	XVIII

INTRODUCTION GENERALE

La dégradation des terres constitue un sujet de préoccupation dans le monde entier et particulièrement au Sahel (Banque Mondiale, 2003; FAO, 2010). La dégradation des terres dans le Sahel revêt un caractère complexe où se mêlent l'action de la nature, notamment la sécheresse, et celle de l'Homme (Bontoni et Reij, 2009; Kadeba *et al.*, 2014). La pression démographique conjuguée à la pauvreté ainsi qu'au manque d'intensification agricole sont des facteurs aggravant la dégradation des terres (Lykke *et al.*, 2004; Ozer *et al.*, 2007; Ouédraogo *et al.*, 2009; Brou, 2010; Paré *et al.*, 2010). Le Burkina Faso dans son ensemble est affecté par ce phénomène de dégradation des terres. Dans la province du Gourma, plus de 62% des sols sont moyennement dégradés à très dégradés contre 48% dans la province de la Kompienga (PICOFA, 2009).

Si la dégradation du milieu est un fait indiscutable, elle reste difficile à cerner avec précision. La diversité des phénomènes de dégradation complique l'établissement d'indicateurs pertinents, ce qui constitue une contrainte majeure pour mettre en œuvre un suivi de l'évolution spatiotemporelle de la dégradation environnementale à petite échelle en milieu tropical (Glenn *et al.*, 1998; Stocking et Murnaghan, 2000; Cornet, 2002). Il y a de ce fait un réel besoin pour les scientifiques de comprendre les processus de dégradation et d'identifier des indicateurs dans le but d'avoir des supports à des politiques de gestion et d'intervention afin de mitiger les effets de cette désertification. C'est ainsi que l'Agenda 21 issu de la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED) en son article 12 met en évidence l'impérieuse nécessité d'accroître les connaissances sur la désertification. Les données sont insuffisantes sur les indicateurs de dégradation des terres et de la désertification. D'autre part, le lien entre ce phénomène et celui de l'érosion de la biodiversité est peu étudié (Thiombiano, 2000). Par ailleurs, la détermination des indicateurs biologiques des paysans, l'étude de la perception locale et des savoirs locaux, sont nécessaires pour l'élaboration de stratégies de conservation durables (Wezel et Lykke, 2006; CBD, 2008; Achigan-Dako *et al.*, 2011; Houehanou *et al.*, 2012).

Les Types d'utilisation des terres (TUTs) se réfèrent au but pour lequel les Hommes destinent les unités d'occupation du sol (Agrawal *et al.*, 2002). Les changements de modes d'occupation des terres au plan local ont un grand impact sur la biodiversité à

travers la perte, les modifications ou la fragmentation des habitats, la dégradation des sols et des ressources hydriques et la surexploitation des espèces natives (Wezel et Lykke, 2006; Lambin *et al.*, 2003). Les changements d'occupation des sols dûs en particulier aux activités agropastorales, provoquent des perturbations sur les systèmes écologiques (Brussaard *et al.*, 2007). Ils donnent des indications sur la nature du système agraire (Lambin *et al.*, 2003). Le choix d'un type donné d'utilisation des terres, peut dégrader les ressources naturelles (Marzaioli *et al.*, 2010). Cependant, l'impact des TUT sur les patrons de distribution de la biodiversité végétale est complexe. En effet, les TUT usuelles en milieu rural, n'ont pas toujours un effet négatif sur la structure de la phytodiversité. Dans certains cas, la biodiversité des agrosystèmes complète celle des aires protégées et permet d'obtenir un plus large spectre d'hétérogénéité spécifique (Nacoulma *et al.*, 2011a). Les principaux TUT dans la zone d'étude sont les aires protégées (réserves de Pama, ZOVIC) ainsi que les terres agricoles et pastorales (aires communales).

Au Burkina Faso, Grouzis (1988), a évalué l'état de dégradation des terres sur l'intégralité du pays par une cartographie de 5 classes de niveaux de dégradation, en s'appuyant sur l'hypothèse d'une dégradation en fonction du climat, des densités de population et de cheptel et du pourcentage de terres mises en cultures. Les effets du pâturage (Devineau *et al.*, 1999; Savadogo *et al.*, 2007; Sawadogo *et al.*, 2012; Kadeba *et al.*, 2014); de l'agriculture (Mbayngone *et al.*, 2008a; Bognounou *et al.*, 2009; Nacoulma *et al.*, 2011a) et du feu (Savadogo *et al.*, 2007; Zida *et al.*, 2007; Devineau *et al.*, 2010) sur la structure et la composition des communautés végétales, ont été mis en évidence. Soulama *et al.* (2015 a) ont comparé la structure de la phytodiversité des berges des zones humides en fonction du statut de conservation. Nacoulma *et al.* (2010b) ont montré que la structure des populations de *Azelia africana* Sm. et *Pterocarpus erinaceus* Poir, dans la zone du sud-est du Burkina Faso, sont stables dans les aires protégées contrairement aux aires communales. Mbayngone (2008) a montré que la phytodiversité est mieux conservée dans les réserves de Pama par rapport aux agrosystèmes connexes. Cependant, l'évaluation spécifique de l'impact des principaux types d'utilisation des terres sur les ressources biologiques dans les réserves de Pama et ses agrosystèmes connexes, n'a pas été faite. La connaissance des changements qui affectent les indicateurs de la diversité biologique selon les types d'utilisation des terres, est toutefois nécessaire pour la restauration ou la réhabilitation des écosystèmes naturels ou secondaires. La présente thèse s'inscrit

dans le cadre du projet ‘‘UNDESERT’’ dont l’objectif global est de combattre la désertification dans le but d’atténuer ses impacts sur les services écosystémiques et la qualité de vie des populations. Intitulée ‘‘*Impact des types d’utilisation des terres et indicateurs de dégradation de la biodiversité dans les réserves de Pama et les agrosystèmes (Sud-est du Burkina Faso)*’’, l’étude a pour objectif global d’identifier des indices pertinents de la dégradation des terres afin de proposer des actions améliorant la résilience des écosystèmes et des populations locales. Les objectifs spécifiques sont:

- Analyser la dynamique de changements d’occupation des sols en vue de déterminer les causes de la dégradation des unités de végétation, dans les réserves partielles de faune de Pama et les agrosystèmes avoisinants.
- Caractériser les différents états de dégradation des unités de végétation à l’aide des indicateurs spatiaux de distribution de la flore et de la végétation.
- Analyser l’impact des principaux types d’utilisation des terres sur la diversité floristique.
- Comparer la diversité et la structure des communautés végétales des berges des cours d’eau des zones humides des aires protégées et non protégées.
- Déterminer les valeurs d’usages de 8 espèces appréciées dans la zone d’étude.
- Analyser la perception des communautés locales sur l’état de dégradation des ressources naturelles.

L’hypothèse générale est que les types d’utilisation des terres dégradent la biodiversité. Les hypothèses de recherche sont les suivantes:

Hypothèse 1: les réserves de Pama assurent la conservation des ressources biologiques.

Hypothèse 2: la diversité spécifique des unités de végétation est fonction de leur état de dégradation.

Hypothèse 3: les types d’utilisation des terres influencent la structure des communautés végétales.

Hypothèse 4: la structure des communautés végétales des zones humides varie en fonction de leur statut de conservation.

Hypothèse 5: les usages des 8 espèces étudiées dépendent des groupes ethniques.

Hypothèse 6: l’appartenance à un groupe ethnique influence les perceptions paysannes de la dégradation des terres.

A la suite de l'introduction générale, le document s'organise en deux parties subdivisées en chapitres. La première partie comporte deux chapitres. Le premier chapitre est consacré à l'état de l'art sur le sujet de la dégradation des terres et des indicateurs de dégradation. Le deuxième chapitre donne des informations générales sur le site d'étude. Les composantes environnementales et anthropiques y sont décrites afin de mieux situer le contexte.

La deuxième partie qui présente les travaux de recherche menés, comporte cinq chapitres. Chacun de ces chapitres est constitué d'un résumé, d'une introduction annonçant les objectifs, la démarche méthodologique adoptée, les résultats obtenus, une discussion et une conclusion.

Le troisième chapitre fait une analyse diachronique à partir de deux images Landsat ETM+ de 2001 et de 2013 en relation avec les types d'occupation des terres et le contexte climatique. Le quatrième chapitre établit une typologie des états de dégradation des agrosystèmes de la zone d'étude. Chaque état de dégradation a été caractérisé au plan structural et écologique (états de surfaces du sol, paramètres dendrométriques et de diversité biologique). Le cinquième chapitre analyse l'impact des principaux types d'utilisation des terres (réserves de Pama, ZOVIC, aires communales (jachères, aires de pâturage)) sur la dégradation des agrosystèmes. Le sixième chapitre est consacré à l'analyse de la flore et de la végétation des berges des zones humides selon leur statut de protection. Enfin, le septième chapitre analyse les savoir-faire et les perceptions des trois principales communautés locales de la zone d'étude relativement aux usages de 8 espèces de plantes ayant un bon indice pastoral. Le chapitre 8 fait la discussion générale des résultats et le document se termine par une conclusion générale assortie de perspectives et de recommandations pour une gestion durable des écosystèmes de la zone d'étude.

PREMIERE PARTIE: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I. LA DÉGRADATION DES TERRES ET LES INDICATEURS DE DÉGRADATION

I.1 Dégradation des terres et érosion de la diversité biologique dans les pays sahéliens

I.1.1 Notion de dégradation des terres et ses conséquences

Bien qu'il existe plusieurs définitions de la dégradation des terres, toutes s'accordent sur la diminution progressive et soutenue, qualitativement et quantitativement, de la productivité des terres en zones arides et semi arides. Elles mettent en évidence une perte du potentiel écologique dans ces zones (UNCED, 1992; Reynolds et Stafford-Smith, 2002; Li *et al.*, 2004). La désertification est considérée comme un stade ultime de la dégradation des terres, marquée par un appauvrissement irréversible des ressources naturelles (Thiombiano, 2000).

La notion de "dégradation des terres" désigne un ensemble de problèmes qui affectent les ressources naturelles entrant dans la production agricole, pastorale et forestière. Le terme "Terre" comprend les sols, les états de surface, la végétation, les ressources hydrologiques et climatiques, la biodiversité, etc. (UNEP, 1992; FEM, 1999).

Dans un contexte de croissance démographique et de variabilité climatique, la dégradation des terres est l'un des plus graves problèmes environnementaux contemporains (UNCED, 1992; Adger *et al.*, 2000; Reynolds et Stafford Smith, 2002). Les forêts du monde connaissent une vitesse de diminution de 13 millions d'hectares par an, et cette situation est aggravée en Afrique sub-saharienne où les pertes totales en forêts, en terres cultivées et en pâturages sont estimées respectivement à 30%, 20% et 10%. Cette situation menace 1,5 milliards de personnes qui sont dépendantes des forêts dans le monde (FAO, 2008; 2010). La région du Sahel en Afrique de l'Ouest est celle qui est sévèrement touchée par les variabilités climatiques et la sécheresse. Les victimes les plus nombreuses de cette situation sont les populations rurales pauvres qui dépendent étroitement des services écosystémiques du sol (Lykke *et al.*, 2004; Ozer *et al.*, 2007).

I.1.2 Causes de la dégradation des terres au Sahel

Le Sahel est retenu parmi les régions les plus affectées par la dégradation des terres (Banque Mondiale, 2003; GIEC, 2007; Ozer *et al.*, 2007). La dégradation des terres dans le Sahel revêt un caractère complexe où se mêlent l'action de la nature,

notamment la sécheresse, et celle de l'Homme (Bontoni et Reij, 2009). Plusieurs auteurs ont abordé les causes de la dégradation des terres et leurs impacts sur les ressources naturelles au Sahel. Les principales causes directes sont l'expansion des terres agricoles, le surpâturage, l'exploitation du bois d'énergie, les feux de savane et les péjorations climatiques (FAO, 2006; Savadogo *et al.*, 2007; Zida *et al.*, 2007; Devineau *et al.*, 2010; Sawadogo *et al.*, 2012). Quant aux causes indirectes, on peut citer l'explosion démographique, les migrations des populations, la pauvreté etc. (Barbier, 1997; Henry *et al.*, 2003; UNPP, 2006; Ouédraogo *et al.*, 2009; Brou, 2010; Paré *et al.*, 2010).

Une controverse subsiste quant à la prédominance des facteurs climatiques ou anthropiques dans le phénomène de la désertification et de la dégradation des terres. Cette controverse est consécutive à la reprise des conditions pluviométriques favorables au Sahel enregistrées au cours des années quatre-vingt-dix (Le Barbé *et al.*, 2002; Eklundh et Olsson, 2003; Hiernaux *et al.*, 2009; Reij *et al.*, 2009). Les indices de télédétection indiqueraient un net accroissement de la biomasse végétale et certains sites dégradés connaîtraient un retour progressif de certains groupements végétaux. La première hypothèse épouse le paradigme environnementaliste catastrophiste de Rossi (1999). En effet, celle-ci place les facteurs anthropiques comme cause principale de la dégradation (Figure 1) dans un contexte où la gestion des ressources naturelles obéit à la tragédie des communs de Hardin (1968). Ainsi par exemple, tandis que les troupeaux de ruminants domestiques sont des propriétés individuelles des éleveurs, les pâturages sont exploités collectivement. En absence d'outils et de règles de gestion collectives, il s'en suit un surpâturage et la dégradation des aires pâturées mises en évidence selon plusieurs auteurs (Zougrana, 1993; Kagoné, 2000). De ce fait, une croissance démographique rapide entraîne, de facto, un accroissement de la pression sur les écosystèmes, voire une dégradation des terres (Tucker et Nicholson, 1999; Eklundh et Olsson, 2003). La pression démographique conjuguée à la pauvreté ainsi qu'au manque d'intensification agricole seraient les déterminants majeurs de la dégradation des terres. Pour ces auteurs, la régénération de la végétation du Sahel depuis les années 90 est une résilience consécutive à la sécheresse des années 80 (Diouf et Lambin, 2001; Hiernaux et Turner, 2002). Mais la thèse de la remontée biologique au Sahel ne fait pas l'unanimité vu que des dégradations importantes sont constatées par endroits (Hountondji *et al.*, 2006; Ozer *et al.*, 2007). D'autres auteurs s'élèvent contre le scénario catastrophiste. Ils rejettent les tendances observées au

Sahel par télédétection utilisant une résolution grossière et les séries temporelles classiques. Selon eux, l'impact de l'activité humaine sur le changement environnemental peut avoir été surestimé dans les études précédentes. Les changements dans l'utilisation des terres, l'intensification agricole et la diversification des cultures ainsi que la promotion de meilleures pratiques de gestion des ressources forestières, sont autant de réponses actuelles des sociétés du Sahel à la dégradation de l'environnement (Hermann *et al.*, 2005; Mortimore et Turner, 2005; Tappan et McGahuey, 2007; Nielsen et Reenberg, 2010). En effet, en dépit d'une tendance générale à la baisse des précipitations depuis quelques décennies, au contraire on assiste à une augmentation des rendements dans un contexte où le recours aux technologies agricoles reste très faible. Le lien entre pression démographique et dégradation des terres mérite un examen plus attentif. Une forte densité des populations ne s'accompagne pas nécessairement d'une dégradation des terres. C'est plutôt ce que la population fait de la terre et la proportion de ceux qui exploitent directement la terre (agriculteurs, éleveurs) qui dictent l'ampleur de la dégradation.

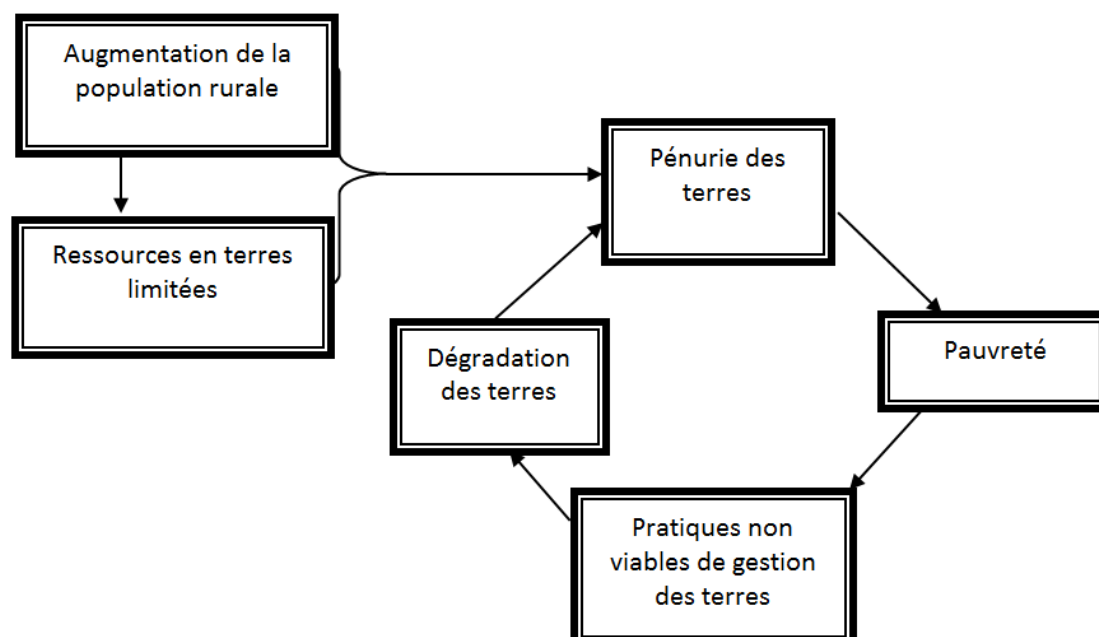


Figure 1: Lien causal terre, population, pauvreté et dégradation
(Adapté à partir de FAO, 2001)

1.1.3 Types d'utilisation des terres et unités d'occupation des sols

Les types d'utilisation des terres (TUT) se réfèrent au but pour lequel les Hommes destinent les unités d'occupation du sol (Agarwal *et al.*, 2002), c'est-à-dire la manière dont les êtres humains emploient la terre et ses ressources telles que l'agriculture, le

pâturage, les mines, etc. L'occupation du sol rend compte de la physionomie d'un espace. Les unités d'occupation des sols comprennent les forêts, les zones humides, les aires de pâture, les zones d'habitation, etc. (Turner *et al.*, 1995). Les changements d'occupation des terres traduisent le remplacement d'une unité d'occupation par une autre. L'agriculture en tant que forme d'utilisation de l'espace peut intégrer par exemple les zones cultivées intensivement, l'agroforesterie, les jachères longues, etc. Ces changements qui sont une modification de la forme d'utilisation ou de l'intensité d'usage, sont largement connus. Cependant, leur magnitude diffère selon le type de pression et les conditions écologiques. Ces changements d'occupation des sols sont des indicateurs pertinents de la nature du système agraire (Lambin *et al.*, 2003; Burel et Baudry, 2003).

Les changements d'occupation des sols suscités en particulier par les activités agropastorales provoquent des perturbations sur les systèmes écologiques (Brussaard *et al.*, 2007). Ils donnent des indications sur la nature du système agraire (Lambin *et al.*, 2003). Le choix d'un type donné d'utilisation des terres, peut dégrader les ressources naturelles. Marzaioli *et al.* (2010) ont montré que la culture permanente sur un sol sans jachère, a un impact négatif et fort sur la qualité des sols tandis qu'un pâturage modéré ou une agriculture appliquant la technique de la couverture végétale du sol, sont de bonnes pratiques de conservation des terres. Cependant, l'impact des types d'utilisation des terres sur les patrons de distribution de la biodiversité végétale est complexe. En effet, Nacoulma *et al.* (2011a) ont montré que les types d'utilisation des terres usuelles en milieu rural, n'ont pas toujours un effet négatif sur la structure de la phytobiodiversité. Dans certains cas, la biodiversité augmente et complète harmonieusement celle des aires protégées, ce qui permet d'obtenir un plus large spectre d'hétérogénéité spécifique.

Les types d'utilisation des terres dominants dans la zone d'étude sont les aires protégées (réserve de Pama, ZOVIC) ainsi que les terres agricoles et pastorales (aires communales). Créée en 1955, les réserves partielles de faune de Pama ont une superficie de 275 474 ha (DFC, 2006). L'objectif visé à travers la classification des réserves partielles de faune de Pama était de promouvoir une gestion rationnelle du patrimoine naturel et d'assurer sa préservation. A cet effet, quelques droits d'usages ont été accordés à la population riveraine : la cueillette des feuilles, racines et écorces pour la pharmacopée, la fauche de paille et le ramassage de bois morts pour la consommation domestique. Le pâturage et la chasse traditionnelle y sont interdits.

La grande pression foncière a conduit à mettre en œuvre la notion de zones tampons traduite par la création des Zones villageoises d'intérêt cynégétique (ZOVIC) afin de protéger les réserves de Pama. Les ZOVIC sont des forêts communautaires règlementées par une gestion participative entre plusieurs villages limitrophes. Ce statut des ZOVIC a l'avantage de favoriser les activités de chasse et de pâturage. En revanche, les activités d'agriculture, de feux de savane et de coupe de bois y sont formellement interdites (Kaboré, 2009). Au niveau des ZOVIC, on rencontre essentiellement de vieilles jachères fortement reconstituées, avec des espèces caractéristiques comme *Balanites aegyptiaca* (L.) Del., *Acacia spp.* et *Combretum spp.* On peut aisément percevoir dans ces ZOVIC une végétation boisée (savane arborée) qui se densifie lorsque l'on s'approche du cours d'eau.

Le coton constitue la principale culture de rente qui utilise les intrants agrochimiques. Les cultures vivrières dominantes sont le mil, le sorgho et le maïs. La combinaison de terres cultivées et pastorales (agro-pastoralisme) domine dans ce contexte où l'élevage demeure extensif (Sawadogo, 2011). L'élevage semi-nomade ou transhumant est pratiqué surtout par les Peulh (Hahn-Hadjali, 1998) qui descendent du Nord du pays ou du Niger vers les pays côtiers du Sud. Les couloirs de passage empruntés par le bétail sont contigus aux aires protégées, ce qui n'est pas sans dommage sur leur végétation.

1.1.4 Perturbations de la diversité biologique et défis

Selon le troisième rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso SP/CONEDD (2010), «Malgré l'important rôle des forêts dans le développement socio-économique du pays, celles-ci connaissent une dégradation accélérée que les actions antérieures n'ont pas permis de ralentir de manière satisfaisante. Les ponctions sont toujours supérieures à la capacité de reconstitution...». Le déclin rapide de la diversité biologique est principalement causé par la perte des habitats (Sala *et al.*, 2000). La biodiversité joue un rôle capital dans l'équilibre des écosystèmes, qui est lié à des relations interspécifiques (Hooper *et al.*, 2005). Les stress et les perturbations ont depuis toujours constitué des forces à l'origine de l'évolution des systèmes écologiques (Brussaard *et al.*, 2007). Pickett et White (1985) définissent la perturbation comme « tout événement, relativement discret dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population, modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique ».

Ainsi le feu, le pâturage, le labour, leurs fréquences spatio-temporelles, leurs intensités et leurs tailles respectives constituent des perturbations des systèmes écologiques au Sahel. Le stress quant à lui est défini comme « un facteur qui limite la vitesse de production de biomasse ». Le stress hydrique, édaphique et le stress au feu caractérisent souvent l'environnement sahélien auxquels les communautés végétales adoptent une réponse adaptative. Ces adaptations éco-physiologiques aux environnements ``stressés`` se traduisent par des traits fonctionnels communs incluant la faible croissance; la stratégie à la lumière (développement d'espèces héliophiles); la réduction de l'évapotranspiration et de la photosynthèse (réduction de la surface foliaire); l'adoption de type biochimique de synthèse chlorophyllienne plus favorable à l'aridité (développement de plantes C3); le renouvellement tissulaire et la concentration de métabolites (Molino et Sabatier, 2001; Hubbell et al., 1999; Traoré *et al.*, 2015). La succession est également une autre réponse des communautés végétales à la perturbation. En effet, lorsque les activités agropastorales entraînent la destruction de la biomasse préexistante, il s'en suit un remplacement d'espèces. Dépendamment de l'intensité de la pression agropastorale, les espèces qui s'installent sont des pionnières ou lorsque la pression est trop intense, la succession qui en découle est d'origine secondaire, c'est-à-dire une colonisation de remplacement d'espèces à la suite de la mise à nu d'un espace. Toutefois, il est reconnu que les perturbations de faible intensité (modérées) et peu fréquentes permettent le maintien de la biodiversité, le renouvellement des ressources naturelles et une bonne vitesse de récupération des systèmes écologiques. Mais les perturbations et les stress comme la sécheresse, les incendies, les inondations, etc., sont des phénomènes naturels ayant pour effet d'interrompre un état climaxique dans la formation végétale considérée, et de provoquer une fragmentation de l'écosystème en une mosaïque d'habitats dans le paysage. Lorsqu'elles sont à la fois fréquentes et très intenses, les pressions entraînent la dégradation des terres, provoquant une modification de la biocénose et de son biotope. La résilience de l'écosystème ou sa vitesse de récupération (cicatrisation) est la réorganisation ou la reconstitution de cet écosystème après une sortie de perturbation ou de stress. Il existe une relation entre la richesse spécifique et la résilience des systèmes écologiques. La résilience est influencée par l'hétérogénéité des zones sources (Brussaard *et al.*, 2007). Plus les espèces sont diversifiées, plus elles offrent des réponses différentes aux pressions du milieu (Walker, 1995). La

connaissance de la vitesse de récupération des systèmes écologiques est nécessaire pour leur restauration ou leur réhabilitation.

I.2 Indicateurs de dégradation des terres

I.2.1 Indicateurs environnementaux: les indicateurs PER et DPSIR

Un indicateur est une valeur calculée à partir d'un ensemble de paramètres, qui fournit des informations sur un phénomène ou sur son état (OCDE, 1994). Il traduit de façon synthétique une situation et son évolution (Elliott, 1996) et doit être facilement compréhensible (Neimanis et Kerr, 1996). L'objectif des indicateurs est de faciliter la concertation entre les acteurs à propos de la biodiversité. Ils sont destinés à l'ensemble des acteurs chargés de la gestion des ressources naturelles d'un lieu donné. Ils améliorent la communication entre ces acteurs à propos des ressources, tout en renforçant leurs capacités techniques et scientifiques (Levrel *et al.*, 2006; Hans-Peter Pior, 2003). Les indicateurs Pression - Etat - Réponses (PER) mis en place dans les années 90 par l'Organisation de Coopération et Développement Economiques (OCDE) sont les plus utilisés. Ils permettent d'évaluer les *pressions* que les activités humaines génèrent sur l'*état* de l'environnement et d'identifier les *réponses* sociales qui permettront de compenser les effets négatifs des pressions. Ils ont inspiré les indicateurs forces motrices - pression - état - impact - réponse (DPSIR: Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses) de l'Agence européenne de l'environnement (EEA, 2003; Briassoulis, 2001).

Les forces motrices (Driving forces) sont basées sur les causes du changement environnemental. Par exemple, le choix d'une technologie ou d'un type donné d'utilisation des terres, peut dégrader les ressources naturelles.

Les pressions (*Pressures*) indiquent les types de perturbations que subissent les systèmes écologiques. Les types de pressions fréquentes sur la biodiversité dans la zone d'étude sont (i) l'intensité des activités agricoles (défrichements, utilisation de terres marginales, raccourcissement du cycle de la jachère), (ii) le surpâturage aggravé par la transhumance dans la région, (iii) les feux de savane et (iv) la coupe du bois de chauffe.

L'état (*State*) indique les effets des pressions sur l'environnement. Il peut être observable sur le terrain. Le Bureau national des sols (BUNASOLS) a conçu une liste d'indicateurs visuels qui renseignent sur l'état de l'environnement biophysique (Annexe1). Les indicateurs d'état peuvent concerner en particulier la biodiversité.

L'indicateur d'impact étant l'érosion de la diversité biologique, il se mesure par des effets (indicateurs d'effets) sur les différents niveaux de la biodiversité (génétique, spécifique, écosystèmes et fonctions).

Un indicateur biologique est une espèce ou un groupe d'espèces qui, par leur présence et/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie (Guelorget et Perthuisot, 1984).

La réponse (*Response*) est traduite sous forme d'indicateurs d'intention. Par exemple, il peut s'agir de changement de statut d'une forêt, de renforcement de la surveillance des ressources, de réhabilitation ou de restauration, etc. En retour, l'efficacité de la réponse peut être vérifiée au moyen d'un indicateur d'état de la biodiversité: par exemple, lorsque l'on arrive à constater une diminution plus importante de la diversité végétale dans les aires protégées que dans les espaces ordinaires, due à la prolifération des herbivores.

D'une manière générale, les indicateurs biophysiques doivent rendre compte de l'état du milieu (indicateurs d'état), de son évolution (indicateur de changement d'état) et de sa « santé » (indicateurs d'alerte). La figure 2 donne une illustration des indicateurs DPSIR.

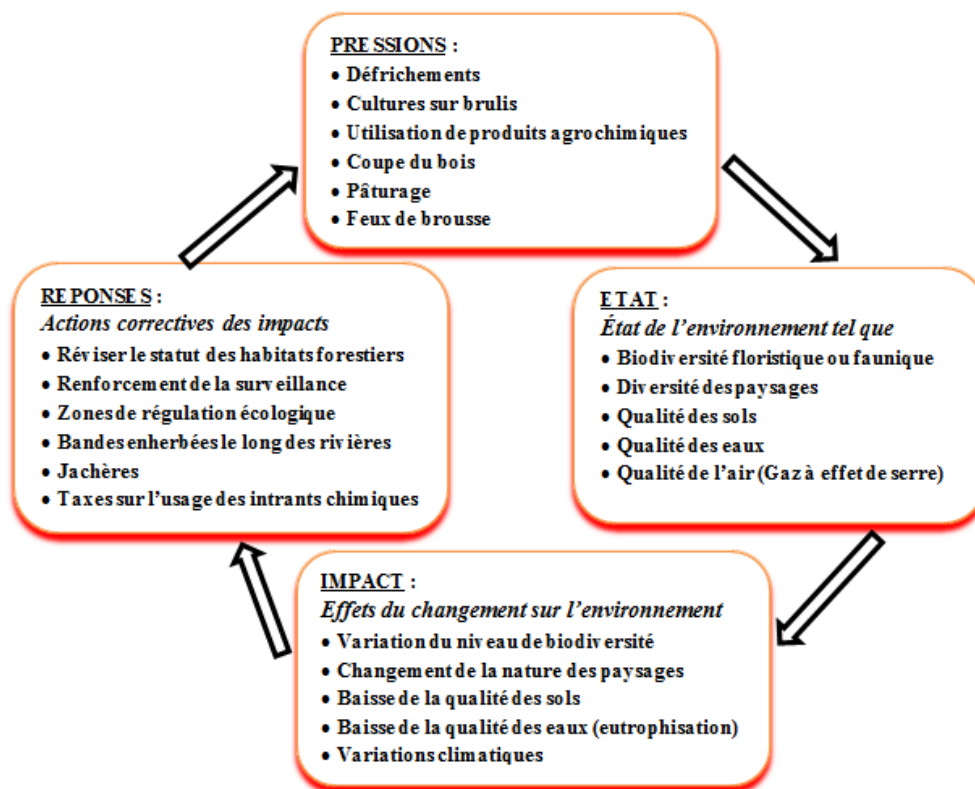


Figure 2: Schéma général des indicateurs DPSIR
Adpaté de Zahm (2014)
DPSIR: Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses

1.2.2 Indicateurs écologiques

Les indicateurs écologiques ou taxons indicateurs sont révélateurs de modifications qualitatives et/ou quantitatives de la structure et du fonctionnement des écosystèmes en réponse aux pressions et variations de l'environnement (Muchena *et al.*, 2005; Devineau *et al.*, 2009). Ils détectent les signes avant-coureurs de dysfonctionnement des écosystèmes.

Les indicateurs d'état de la biodiversité renferment les indicateurs sur la diversité structurale (patron d'organisation spatiale des espèces végétales, indices de biodiversité), la diversité fonctionnelle (diversité des fonctions occupées au sein des écosystèmes, groupes fonctionnels et spectre biologique), la diversité du paysage (hétérogénéité spatio-temporelle ou unités d'occupation formant le paysage, indices de fragmentation du paysage) (Hamilton, 2005; Frontier, 2008; Jost, 2010; Marcon, 2011).

1.3 Ancrage scientifique de la thèse

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet UNDESERT qui vise une meilleure compréhension des processus de désertification et de dégradation des terres par une approche intégrative et interdisciplinaire. Le travail est guidé par une approche de recherche interdisciplinaire intégrant l'analyse spatiale, les données de végétation et de sol pour déterminer des indicateurs spatiaux de désertification et de dégradation. Ainsi, au cours de ce travail, une analyse des patrons (formes) de distribution de la phytodiversité et sa relation avec la dégradation est faite, les relations de cause à effet qui lient les espèces à leurs milieux sont établies et des outils des indicateurs d'état et d'alerte sont proposés pour le management des écosystèmes. Pour ce faire, notre démarche dans cette thèse est fondée sur le cadre général de l'écologie des communautés. Plus spécifiquement, elle est fondée sur l'écologie des perturbations ou «*disturbance ecology*». Celle-ci traite des relations entre les communautés et les perturbations naturelles et/ou anthropiques qu'elles ont subies, en diagnostiquant les modifications qu'entraînent ces perturbations sur la structure, la composition spécifique et le fonctionnement des écosystèmes, et en recherchant les mécanismes de leur réponse. Dans les systèmes naturels, l'écologie des perturbations s'interroge sur le potentiel et le maintien de la diversité biologique, tandis que dans les systèmes anthropisés elle analyse les réponses des écosystèmes et les mécanismes qui sous-

tendent celles-ci. Elle s'appuie sur l'approche comparative appliquée à la quantification de la diversité spécifique et de sa variabilité, ainsi qu'à l'individualisation de la composition spécifique des communautés (Mackey et Currie, 2001; Shea *et al.*, 2004; Gravel *et al.*, 2010). L'écologie des perturbations émerge donc comme science des dysfonctionnements écologiques et de l'impact des activités économiques sur la diversité biologique. En d'autres termes, elle est perçue comme une science de la santé des écosystèmes (Beina, 2011). Elle fournit des informations de base qui permettent de définir des stratégies de conservation ou de restauration des écosystèmes.

L'hypothèse des perturbations intermédiaires (*Intermediate disturbance hypothesis* ou IDH; Connell, 1978) est une approche théorique qui émane de l'écologie des perturbations. Selon cette hypothèse, les niveaux de diversité atteints dans un site sont maximaux aux échelles intermédiaires de perturbation. Molino et Sabatier (2001) ont expérimenté avec succès cette hypothèse dans un contexte tropical de la Guyane française sur des peuplements forestiers.

1.4 Conclusion partielle

Les types d'utilisation des terres dominants dans la zone d'étude sont les aires protégées (réserve de Pama, ZOVIC) ainsi que les terres agricoles et pastorales (aires communales). Partant du constat que la biodiversité des zones arides est, en général, fortement affectée par les activités humaines, et que les conséquences de cet état de fait sont aggravées par les conditions climatiques et édaphiques, plusieurs questions se posent :

- Quel est l'impact de la dégradation des terres sur la dynamique des unités d'occupation des sols?
- Quelles sont les typologies des états de dégradation des agrosystèmes?
- Quels sont les indicateurs de dégradation des écosystèmes?
- Quel est l'impact des modes d'utilisation des terres sur la phytodiversité?
- Quels sont les savoirs et les perceptions paysannes liées à la dégradation des terres?

CHAPITRE II: PRÉSENTATION DU CADRE D'ÉTUDE

II.1 Milieu d'étude

II.1.1. Situation géographique

Les réserves partielles de Pama font partie d'un complexe d'aires protégées comprenant le parc national de Arli, la réserve du Singou, le parc national de Pendjari et plus au nord, le parc national W (entre le Burkina Faso, le Bénin et le Niger). Ce complexe est bien connu pour sa faune sauvage, notamment ses grands mammifères dont l'éléphant. Les réserves partielles de Pama sont situées au Sud-Est du Burkina Faso à 275 km de Ouagadougou entre les latitudes 11°22' et 11°57'N et les longitudes 0°39' et 1°30'E. Elles sont limitées au Nord-Ouest par le village de Natiabouani, à l'Ouest par l'axe Fada N'Gourma-frontière Bénin, au Sud par la rivière Pendjari et à l'Est par le Singou (Figure3). Situées dans la région de l'Est, elles sont à cheval entre la province du Gourma et celle de la Kompienga. Mais administrativement, elles sont rattachées à la province de la Kompienga et au département de Pama. Leur superficie est d'environ 223.500 ha, selon l'Arrêté de classement de 1970. Établies par décret N° 6090/SE/F de 1955, les réserves partielles de faune de Pama font partie des aires protégées de catégorie IV de l'Union Internationale de Conservation de la Nature (IUCN). Cette catégorie comprend les aires protégées dont l'accès est seulement ouvert aux populations pour un ensemble défini d'usages (bois mort, paille, médicaments). Du point de vue phytogéographique, les réserves partielles de Pama appartiennent au Centre Régional d'endémisme soudanien (White, 1986) et au secteur Nord-soudanien (Fontès et Guinko, 1995).

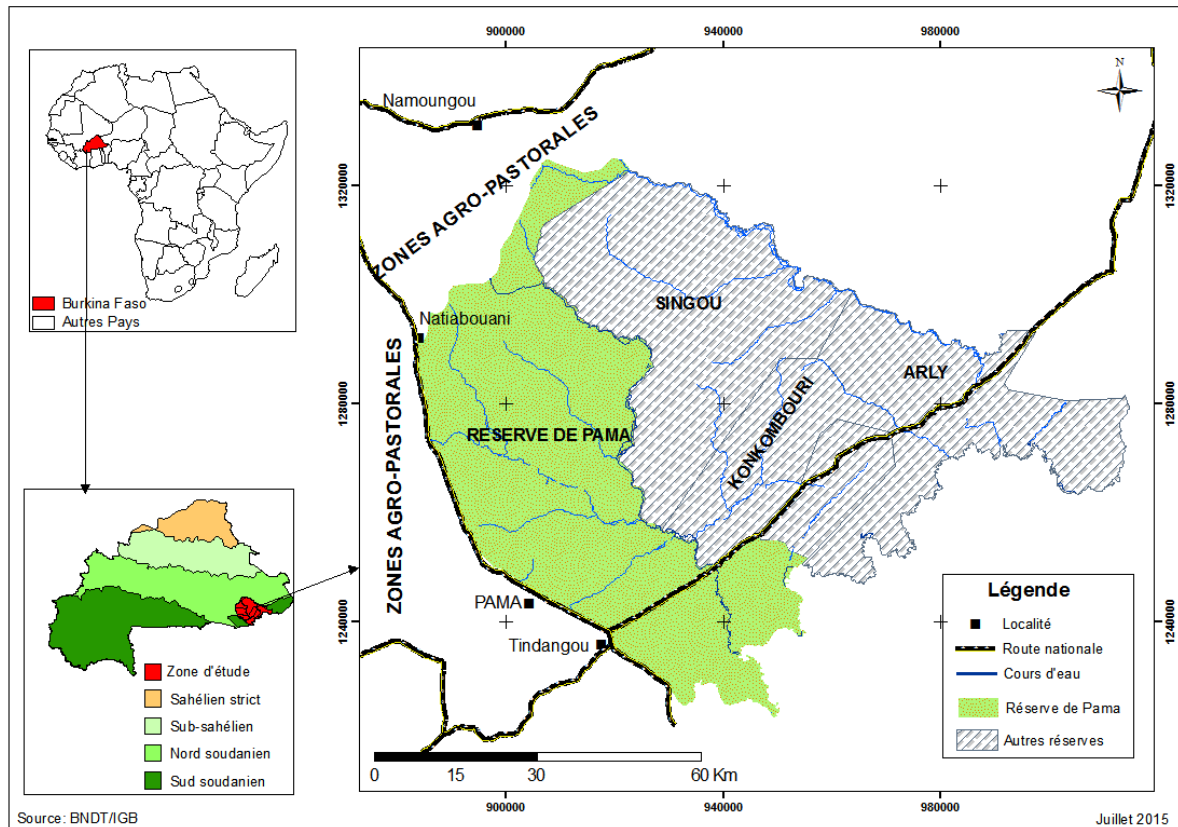


Figure 3: Localisation de la zone d'étude

II.1.2 Climat

Le climat est de type soudanien, avec des précipitations moyennes annuelles comprises entre 700 mm et 1000 mm, s'étalant de mai à septembre (Figure 4).

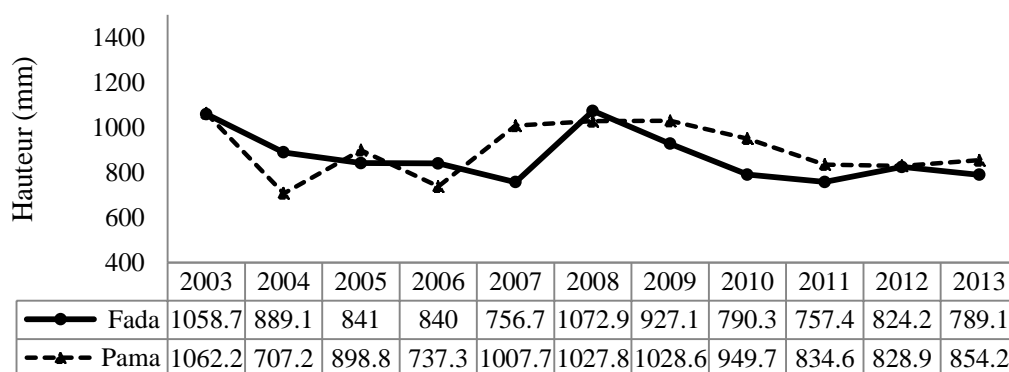


Figure 4: Pluviosité moyenne des communes de Fada et de Pama de 2003 à 2013 (Source: DNM, 2013)

Le tableau I donne les caractéristiques pluviométriques des deux communes contenant les réserves de Pama. Il est de plus en plus observé dans cette zone, une variation spatio-temporelle de la pluviosité.

Tableau I: Caractéristiques pluviométriques de la zone d'étude

Période	Commune	Hauteurs moyennes annuelles (mm)	Nombre de pluies* (jours)	Séquences sèches** (jours)
1981-1990	Fada	718,9 ±109,2	64,9 ±6,1	11±1,8
	Pama	771 ± 137,4	45,6±6,7	12,2±1,6
1991-2001	Fada	965,1 ±200	71,9±6,6	9,3±0,9
	Pama	862,4 ±131,3	61,1±8,1	8,9±1,3
2001-2011	Fada	897,3 ± 145,9	69±5,5	8,4±1,7
	Pama	850,2 ±172,7	58,1±4,6	10±1,6

(Source: DNM, 2013)

*: Le nombre de jours de pluies par an;

** : La séquence sèche étant le nombre de jours consécutifs sans pluie.

Le climat est caractérisé par une saison sèche qui dure 6 ou 7 mois (novembre-avril), et une saison de pluie de 5 ou 6 mois (mai-juin à octobre, Figure 5). La saison sèche est caractérisée par des vents du secteur nord-est (harmattan) chargés de poussières, tandis que la saison des pluies est dominée par des vents humides du secteur sud-ouest (mousson).

Les températures moyennes annuelles varient entre 30,7° à 39,7°C pour les maxima et 17,5° et 26,3°C pour les minima. Les mois les plus chauds sont mars (38,9°C) et avril (39,7°C) tandis que les faibles températures sont enregistrées en décembre (17,6°C) et janvier (17,5°C). L'humidité relative minimale est de 33 % en moyenne avec une faible valeur en février (11%) due à l'harmattan. L'humidité relative est maximale en août-septembre (97%), mais la moyenne des trente dernières années est de 68%.

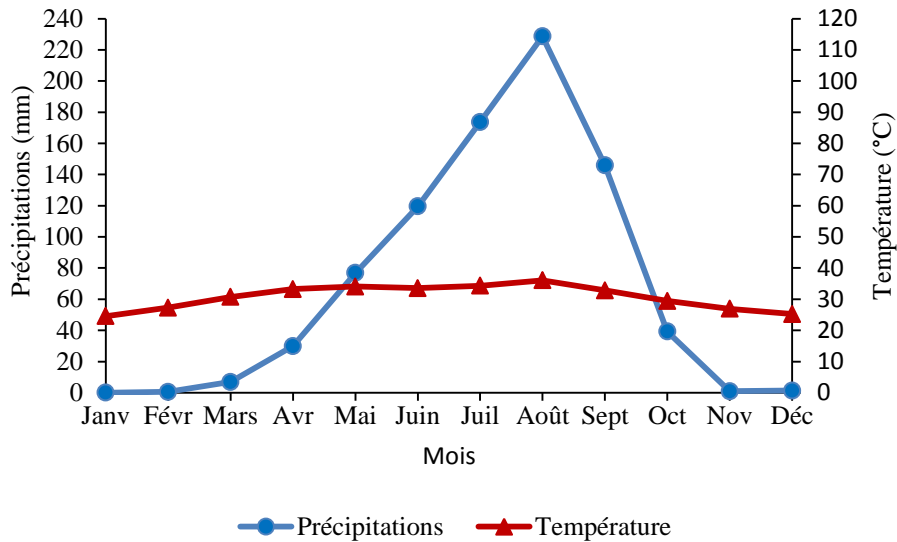


Figure 5: Diagramme ombrothermique des valeurs moyennes de 1980 à 2013

II.1.3 Géomorphologie et sols

La zone d'étude, tout comme l'ensemble de la région de l'Est, est caractérisée par une pénélaine (Thiombiano, 1996) piquetée par quelques collines aux environs de Pama. Les altitudes varient entre 250 et 300 m, mais les plus faibles valeurs (160 m) s'observent en bordure de la rivière Pendjari (Laclavère, 1998). Le vaste plateau qui compose le paysage, est parsemé de collines granitiques et d'inselbergs. Les sols ferrugineux tropicaux lessivés dominent avec quelquefois des sols hydromorphes qu'on trouve le long des rivières (Mbayngone *et al.*, 2008b). Les caractéristiques des unités géomorphologiques et des sols qui les composent sont les suivantes (PNGT2-SILEM, 2006):

- les bas-fonds constituent les parties basses de la zone. C'est la zone d'écoulement préférentiel des eaux, caractérisée par des écoulements et stagnations temporaires, et par endroits par des stagnations permanentes. On y rencontre une association de sols: les sols bruns eutrophes tropicaux hydromorphes dominants et les vertisols (sols hydromorphes) peu évolués en association. Les vertisols ont une texture argileuse à limono-argileuse avec dominance de montmorillonite (argile gonflante) et la présence dans l'horizon B de faces de glissement. Ce sont des sols lourds avec un assez fort taux de capacité d'échange cationique, une assez bonne teneur en éléments chimiques, un drainage externe nul et une teneur moyenne en matière organique de type mull. La perméabilité est lente, avec une couleur de surface qui varie de brun grisâtre à noire. En profondeur elle est grise foncé à

noire. La structure est polyédrique subangulaire moyenne à polyédrique angulaire souvent prismatique. On observe des fentes de retrait et les faces de pressions;

- les bas glacis sont les parties assez basses de la zone qui bordent les bas-fonds. Les sols qui les composent sont les sols bruns eutrophes tropicaux;
- les glacis moyens présentent dans l'ensemble des pentes moyennes. Ils sont les plus représentés dans la zone. Ils sont de deux types en fonction des types de sols. Les premiers types sont caractérisés par la présence en surface de nodules calcaires et sont constitués de sols bruns eutrophes tropicaux vertiques. Le deuxième type présente des concrétions ferrugineuses et ferro-manganifères. Ils portent les sols bruns eutrophes tropicaux ferruginisés;
- les glacis versants sont des surfaces moyennement élevées avec des recouvrements de gravats de quartz provenant de l'érosion des affleurements rocheux. Les sols qui les composent sont les sols bruns eutrophes tropicaux peu évolués;
- les affleurements rocheux représentent les points hauts de la zone et sont constitués d'affleurements de granite, moyennement érodés par endroit. Ils sont composés de lithosols sur granite.

La Figure 6 donne les différents types de sols de la zone d'étude (provinces du Gourma et de la Kompienga).

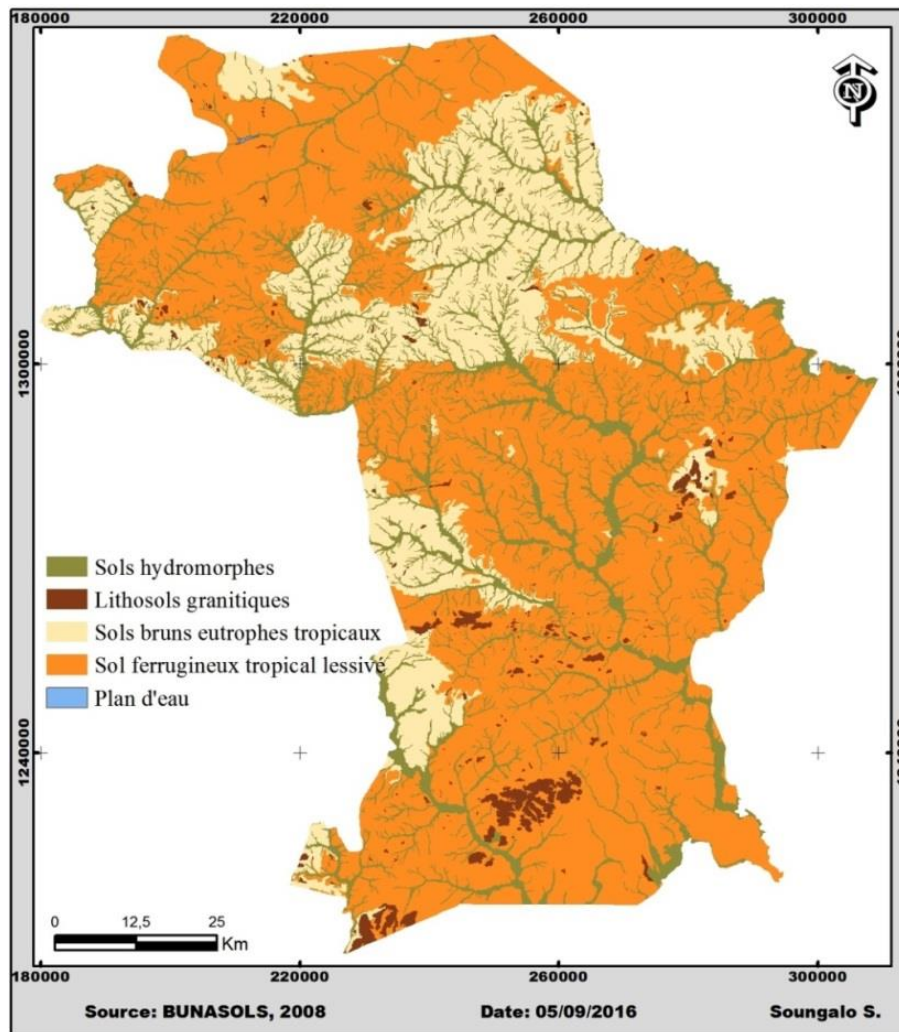


Figure 6: État des sols de la zone d'étude

II.1.4 Réseau hydrographique

Deux types de cours d'eau importants alimentent la zone d'étude (Figure 7) :

- la rivière Pendjari située à l'extrême sud-est (servant de frontière naturelle avec le Bénin) présente un écoulement semi-permanent ;
- le Singou, limite Est de la réserve, est un cours d'eau temporaire. Il renferme de nombreux affluents qui présentent un chevelu dense irradiant toute la zone. Il existe également des plans d'eau dont le plus important est le lac de la Kompienga au Sud-Ouest de la zone.

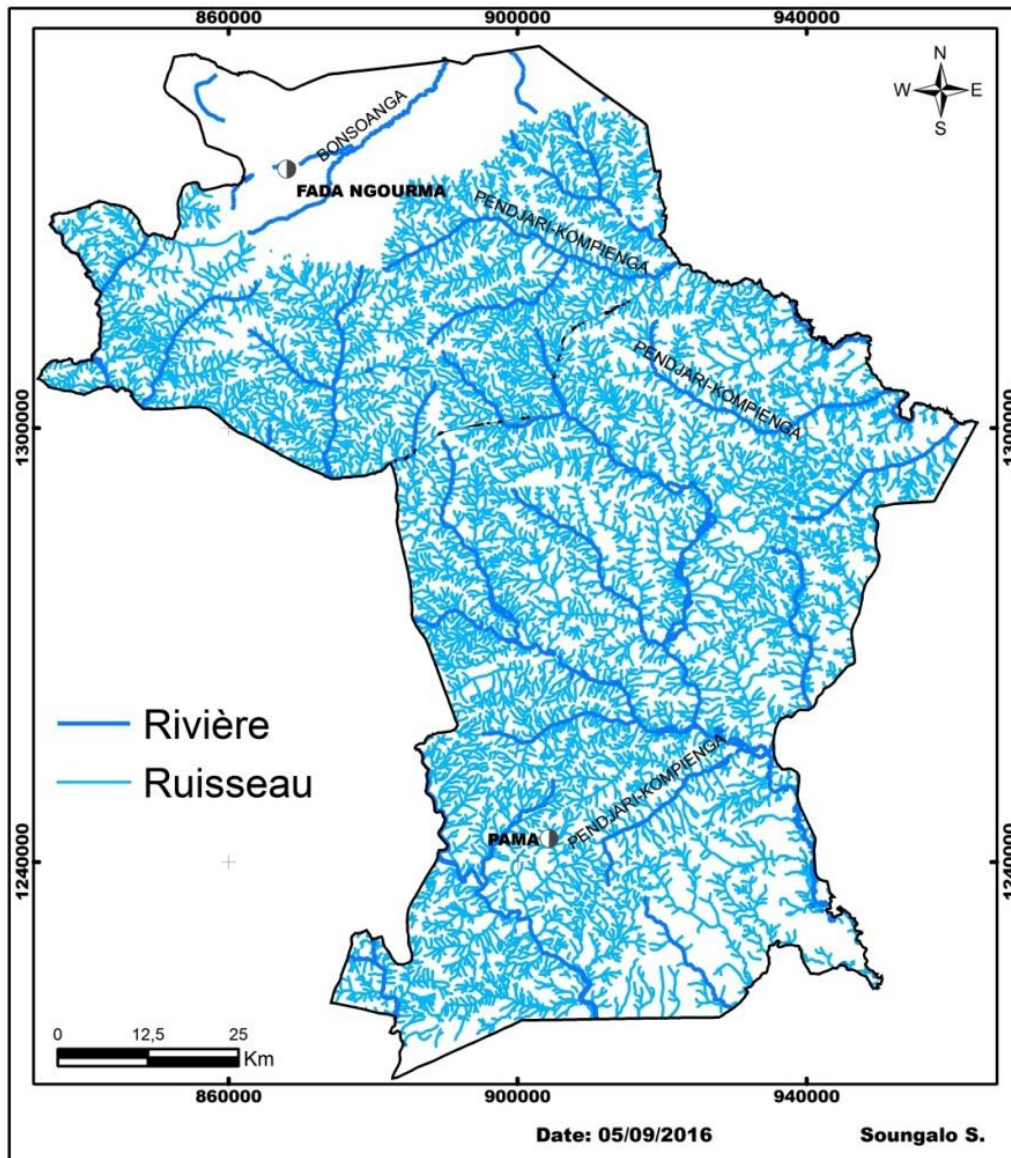


Figure 7: Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude

II.1.5 Végétation

Les formations végétales dans la région de l'Est sont dominées par des savanes et des forêts sèches (Thiombiano, 1996 ; Hahn-Hadjali, 1998 ; Thiombiano, 2005; Mbayngone, 2008a; 2008b). Les savanes sont les plus répandues tandis que les forêts sèches n'existent que sous forme d'îlots de boisement dense ou de bandes étroites de forêt claire le long des cours d'eau. Cette formation forestière est dominée par *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr, renferme en outre *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Stereospermum kunthianum* Cham., *Tamarindus indica* L., *Diospyros mespiliformis* Hochst. ex A. DC., *Acacia polyacantha* Willd., et *Acacia sieberiana* DC. Les savanes sont en général arbustives, quelquefois arborées, boisées ou

herbeuses dans les plaines alluviales. Elles sont dominées par des espèces ligneuses comme *Combretum glutinosum* Perr. ex DC., *Combretum collinum* Fresen., *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn., *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Acacia dudgeoni* Craib. ex Holl., *Acacia gourmaensis* A. Chev., *Acacia hockii* De Wild., *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth., *Piliostigma thonningii* (Schum.) Milne-Redhead, *Combretum nigricans* Lepr. ex Guill. & Perr. et *Lannea acida* A. Rich. Les espèces herbacées dominantes sont *Andropogon pseudapricus* Stapf, *Andropogon gayanus* Kunth, *Aristida kerstingii* Pilger, *Andropogon chinensis* (Nees) Merr et *Hyparrhenia involucrata* Stapf. Des savanes herbeuses y sont aussi observées dans les endroits à haut degré d'anthropisation ou sur des *bowé* (sols superficiels à cuirace latéritique). Ces savanes sont parcourues par des feux de savannes en saison sèche. Elles sont parsemées de reliques de forêts sèches à *Anogeissus leiocarpa*, se présentant sous forme d'îlots de boisement dense ou de bandes étroites de forêts claires. Ce type de boisement est enregistré le long des cours d'eau (Traoré, 2008; Ouédraogo, 2009).

II.1.6 Ressources fauniques

Les réserves partielles de faune de Pama ont été créées par Arrêté n° 6090/SE/F du 03 août 1955, puis reclassées par Décret n° 70/175 du 13 avril 1970 (MEE, 1997). Elles appartiennent à la catégorie IV dans la nomenclature du système d'aires protégées de l'Union mondiale pour la nature (UICN, 1994; 2009). Selon un inventaire effectué par Bouché *et al.* (2003), la faune terrestre est constituée d'oiseaux et de nombreux mammifères. La faune aviaire est constituée d'une gamme très variée d'oiseaux d'eau tels que les canards sauvages, les sarcelles autour du lac, de francolins, pintades, tourterelles, pigeons, héron garde-bœuf, la grande outarde, la canne pétière, le grand calao, l'oie de gambie, la grue couronnée, les vautours, etc. Les mammifères les plus fréquents sont l'éléphant (*Loxodonta africana*), le lion (*Panthera leo*), le buffle (*Syncerus caffer*), l'hippotrague (*Hippotragus equinus*), le bubale (*Alcelaphus buselaphus*), le guib harnaché (*Tragelaphus scriptus*), le phacochère (*Phacochoerus aethiopicus*), le cob defassa (*Kobus lliipsiprymnus*), le cob redunca (*Redunca redunca*), le céphalophe de Grimm (*Cephalophus grimmia*), l'ourebi (*Ourebi ourebi*), le singe patas (*Erythrocebus patas*), le cynocéphale (*Papio anubis*), le vervet (*Cercopithecus aethiops*), l'hippopotame (*Hippopotamus amphibius*).

La chasse sportive y est organisée chaque année de décembre à mai après les feux précoces utilisés par le service forestier pour sa gestion. Cette chasse sportive attire de nombreux touristes et permet d'engranger des recettes dont 50 % sont reversées aux villages riverains et au service forestier. Ces revenus sont investis dans la réalisation des œuvres socio-économiques (construction des écoles, des centres de santé, de loisirs...). Toutefois, cette richesse faunique qui attire de nombreux touristes pendant la campagne de chasse n'est pas sans conséquence néfaste sur la végétation. Les éléphants, à la recherche du fourrage, s'attaquent le plus souvent aux individus adultes de *Adansonia digitata*, *Vitellaria paradoxa*, *Bombax costatum*, *Pseudoacacia kotschyi*, *Lannea barteri*, *Acacia dudgeoni*, *Acacia gourmaensis*, en arrachant les écorces des troncs, en ébranchant ou en déracinant des individus. Ce qui a une influence forte sur la physionomie de certains groupements. Fort heureusement, en dépit de ce constat quelque peu alarmant, il est à noter que la faune contribue significativement à la dissémination des espèces par le biais de son régime alimentaire (zoochorie).

II.1.7 Populations et activités socio-économiques

La pression anthropique et les péjorations climatiques ont un impact négatif important sur les ressources naturelles de cette zone (Soulama *et al.*, 2015b; Mbayngone, 2008). Les populations pratiquent une diversité d'activités dont l'agriculture, l'élevage, la pêche, la chasse, le commerce. L'activité principale est l'agriculture caractérisée par une faible productivité propre à une économie de subsistance. Elle concerne la culture de céréales (*Sorghum bicolor*, *Zea mays*, *Pennisetum americanum*, *Oriza sativa*), de culture de rente (*Gossypium hirsutum*, *Arachis hypogaeae*, *Sesamum indicum*, etc.) et d'autres cultures vivrières. Le bilan céréalier y est positif. En effet, la province de la Kompienga est l'une des provinces dont les productions céréalières sont excédentaires au Burkina Faso. Le système sorgho, maïs, mil dominant le système de production. C'est une agriculture de type traditionnel, extensif et itinérant. Elle est aussi caractérisée par une faiblesse des technologies utilisées et une insuffisance de transformation et de débouchés, surtout pour les produits agricoles et maraîchers (produits dans les bas-fonds pour la plupart).

L'élevage occupe une place importante dans les activités socio-économiques des populations de la zone. Il contribue de façon notable à l'amélioration de la production agricole par l'apport de fumier et la culture attelée ainsi qu'à l'amélioration des

revenus. Selon PNGT2/SILEM (2006), 73% des ménages pratiquent l'élevage de volaille, 69% de petits ruminants, 27% de bovins et 16% d'ânes. D'autres activités comme la cueillette et le ramassage de bois sont pratiquées pour la subsistance quotidienne (Thiombiano, 1996). La cueillette concerne essentiellement les espèces ligneuses exploitées pour leurs fruits. Ce sont entre autres *Vitellaria paradoxa*, *Parkia biglobosa*, *Detarium microcarpum*, *Strychnos spinosa*, *Adansonia digitata*, *Lannea microcarpa*, *Vitex doniana* et *Ximenia americana*. Le bois est surtout utilisé comme source d'énergie domestique ou comme matériau de construction. La pharmacopée occupe une place de choix dans la société gourmantché (Mbayngone, 2008; Zizka *et al.*, 2015).

Réputée pour ses connaissances en pharmacopée, l'ethnie Gourmantché est majoritaire dans tous les villages étudiés, suivie des Mossé puis des Peulh. La dynamique de la population dans la zone d'étude est importante. En effet, les taux de croissance de la population du Gourma et de la Kompienga entre 1985 et 2010, sont respectivement de 37,72% et 45,26% (INSD, 2008).

DEUXIEME PARTIE: TRAVAUX DE RECHERCHE

CHAPITRE III: IMPACT DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION DES RÉSERVES PARTIELLES DE FAUNE DE PAMA ET DE SES PÉRIPHÉRIES (SUD-EST DU BURKINA FASO)

III.1 Introduction

La dégradation des terres est l'un des plus graves problèmes environnementaux contemporains. Elle est définie comme la perte de la productivité biologique des terres (Reynolds et Stafford-Smith, 2002; FAO, 2008). Les savanes d'Afrique connaissent des processus rapides de transformation des paysages ruraux et une dégradation des ressources naturelles (Ariori et Ozer, 2005; Larwamou *et al.*, 2005; Mama *et al.*, 2013). Dans les pays du Sahel, on assiste en effet à une forte dégradation du potentiel de production des systèmes agro-sylvo-pastoraux, sous les effets conjugués de facteurs naturels et anthropiques.

La question de savoir le primat entre l'action de l'homme et celle du climat dans la dégradation des terres au Sahel, divise les scientifiques (Nicholson, 2005; Olsson *et al.*, 2005; Reij *et al.*, 2009). Pour apprécier l'aridité climatique d'une zone, l'indice standardisé des précipitations (SPI) est souvent utilisé. Le calcul de cet indice permet de déterminer le degré d'humidité ou de sécheresse du milieu (Bergaoui et Alouini, 2001). Il est bien adapté au suivi des variations de la dynamique de la végétation en relation avec l'évolution de la pluviométrie (Diallo *et al.*, 2011).

Les zones soudaniennes du Burkina Faso sont désormais soumises à une crise environnementale. Les migrations internes de populations des zones dégradées vers celles favorables aux activités agro-pastorales, contribuent à accélérer la dégradation de ces dernières (Youl *et al.*, 2008; Ouédraogo *et al.*, 2009; Ouédraogo *et al.*, 2010). C'est le cas dans la zone du sud-est du Burkina Faso qui abrite d'importantes aires de conservation, où diverses études font cas de la dégradation des ressources naturelles (Mbaygone *et al.*, 2008; Ouédraogo, 2009; Nacoulma *et al.*, 2011a et b). L'ampleur de la pression foncière dans cette région peut s'observer à travers l'installation des populations dans des enclaves à l'intérieur des réserves partielles de faune de Pama et l'occurrence des conflits d'usage (Kaboré, 2010; Kpoda, 2010). Hahn-Hadjali (1998) souligne que presque tous les groupements végétaux de la zone sont soumis à l'influence anthropique.

Les changements d'occupation des terres sont souvent connus mais c'est leur ampleur qui diffère selon le type de pression et les conditions écologiques et

environnementales. A cet effet, la télédétection permet d'effectuer l'étude de la dynamique de la dégradation et des causes sous-jacentes à ce phénomène (Schmid, 2003; Geymen et Baz, 2008; Paré *et al.*, 2010). La détection du changement des unités d'occupation du sol est possible grâce à la technique de post-classification et l'établissement des matrices de transition (Shalaby et Tateishi, 2007; Maârouhi *et al.*, 2011).

Compte tenu de l'importance du complexe d'aires protégées de l'Est du Burkina Faso dans la conservation de la diversité biologique, de nombreuses études de la flore et de la végétation ont été effectuées (Hahn-Hadjali, 1998; Mbayngone *et al.*, 2008; Ouédraogo *et al.*, 2008; Sawadogo *et al.*, 2012). En dépit de ces efforts, les conséquences des actions anthropiques et des péjorations climatiques sur les dynamiques de la végétation dans cette zone, ne sont pas étudiées. D'où l'intérêt de les évaluer afin de proposer des mesures pour y faire face efficacement. La présente étude a pour objectif général d'analyser la dynamique de changements d'occupation des sols en vue de déterminer les causes de la dégradation des unités de végétation, dans les réserves partielles de faune de Pama et les agrosystèmes avoisinants. Les objectifs spécifiques sont de: (i) cartographier les unités d'occupation des sols dans les réserves partielles de faune de Pama et les agrosystèmes adjacents; (ii) déterminer l'impact des facteurs pluviométriques dans la dégradation des terres de la zone d'étude; (iii) évaluer l'impact des types d'utilisation des terres dans la dynamique des agrosystèmes de la zone d'étude.

Notre hypothèse est que les réserves de Pama assurent la conservation des ressources biologiques.

III.2 Matériel et méthode

III.2.1 Collecte des données

III.2.1.1 Données images

Les images satellitaires utilisées sont de type Landsat ETM+, scènes 193/052 du 20 octobre 2001 et du 19 octobre 2013. Elles sont obtenues auprès du Conseil national de l'environnement et du développement durable (CONEDD). La résolution spatiale de ces images est de 30 mètres, de projection UTM zone 31 N avec ellipsoïde de référence WGS84. Les images acquises à cette période apparaissent les plus appropriées car les cultures champêtres ne perturbent pas la signature spectrale de la

végétation naturelle et les feux de végétation dans les réserves de Pama ne sont pas encore passés. Les images Landsat ETM+ comportent depuis 2003 de grandes lacunes dues à l'échec du système optique - scan-line corrector (SLC) - du satellite Landsat 7 qui a fini par se désintégrer. Il a été remplacé par un autre satellite Landsat 8 en Février 2013. Les images Landsat 8 comportent deux autres canaux en plus des 7 bandes spectrales déjà présentes dans les images ETM+ de Landsat 7. Ces canaux supplémentaires sont destinés à la correction atmosphérique (canal bleu, à 440 nm) et à la détection des nuages (1380 nm). Les images Landsat sont disponibles au site de l'institut américain des études géologiques (USGS).

III.2.1.2 Données climatiques

Les données pluviométriques concernent les hauteurs pluviométriques des stations météorologiques de Fada N'Gourma (district sud-soudanien) et de Pama (district nord soudanien), de 1953 à 2013. Elles ont été obtenues auprès de la Direction Nationale de la Météorologie (DNM).

III.2.1.3 Données de végétation

Un échantillonnage stratifié et aléatoire a été adopté pour la collecte des données de végétation. Le critère de classification est le mode d'utilisation des terres. Les quatre principaux types d'utilisation des terres sont les réserves partielles de faune de Pama (FCPN), les forêts communautaires (ZOVIC), les mosaïques champs-jachères (FALL) et les aires de pâturage (GZLD). Ces dernières concernent aussi bien les espaces de pâturage des villages, les pistes de transhumance du bétail, que les points d'eau d'abreuvement.

Au total, 377 placeaux de 50 m x 20 m ont été réalisés. Ces surfaces ont été retenues par souci d'harmonisation recommandée par Mahamane et Saadou (2008). Elles tiennent compte de l'aire minimale de la zone d'étude (512 à 1200 m² pour la strate ligneuse et 25 m² pour la strate herbacée) et de certaines contraintes de visibilité dans les formations savanicoles (Thiombiano, 1996 ; Hahn-Hadjali, 1998 ; Thiombiano, 2005). Sur chaque placeau, le type de végétation a été noté selon la typologie de Yangambi (Aubreville, 1957), en même temps que les informations stationnelles et les mesures dendrométriques et floristiques. Dans chaque placeau, des sous placeaux de 10 m x 10 m ont été établis pour les herbacées et 5 m x 5 m pour les individus de la régénération (dbh < 5 cm). Les paramètres relevés sont: la richesse spécifique

moyenne des ligneux adultes, de la régénération et des herbacées; le taux de couverture herbacée et de buissons; la hauteur moyenne des arbustes et des herbes; le diamètre moyenne des arbres; la densité (nombre d'individus / ha) des ligneux et des individus de la régénération ainsi que la surface terrière. La surface terrière (STC en m²/ha), c'est-à-dire la somme des sections transversales de tous les arbres, est déterminée par l'équation suivante (Ouedraogo, 2009; Sambaré *et al.*, 2011):

$$STC = \sum \pi D^2 / 4$$

Avec STC: surface terrière en m²/ha; D: diamètre à hauteur de poitrine des arbres du groupement considéré.

III.2.2 Analyse des données

III.2.2.1 Traitement des images

Des opérations de corrections géométriques et radiométriques ont permis de régler le calage entre les deux scènes et d'améliorer leur lisibilité (Tabopda *et al.*, 2010; Diallo *et al.*, 2011). Les bandes 5 4 et 3 ont été utilisées pour la composition colorée car elles caractérisent mieux la couverture végétale. La classification supervisée à l'aide de l'algorithme du maximum de vraisemblance, a été utilisée grâce à la connaissance du terrain acquise. Par ailleurs, pour éliminer les pixels isolés et homogénéiser la classification thématique, un filtre de 3 x 3 pixels a été appliqué aux images classifiées. Par classe d'occupation, 30 échantillons ont été utilisés pour la vérification. Les résultats du test de vérification donnent les matrices de confusion qui confrontent les résultats cartographiques et les données collectées sur le terrain. La précision globale est mesurée par le coefficient Kappa (Pointus, 2000; Koné *et al.*, 2007; Maârouhi *et al.*, 2011).

Le traitement des images et leur analyse ont été faits à l'aide des logiciels ENVI 4.7 et ArcGIS 9.3.

III.2.2.2 Identification et typologie des zones de changement

Le traitement et la vectorisation des images suivis de l'analyse spatiale, sont effectués à l'aide des logiciels ENVI 4.7 et ArcGIS 9.3. Le croisement des cartes d'occupation du sol des deux périodes (2001 et 2013) a permis d'établir la carte de dynamique des unités d'occupation du sol durant ces 12 dernières années. Étant donné la place de la thématique forestière dans cette étude, pour la détection du changement une codification des classes basée sur la nomenclature de la FAO (2001) est utilisée pour

apprécier le changement de la végétation (Tableau II). Une soustraction est effectuée entre les valeurs digitales des deux images de telle sorte que la détection du changement a consisté à identifier le changement de codes pour les vecteurs homologues (Δi). Une matrice de transition générée à partir des analyses spatiales, décrit les changements d'état des classes thématiques pendant la période considérée (2001-2013).

Tableau II: Typologie des changements des unités d'occupation du sol

Variation du code $\Delta(i)$	Typologie du changement	Description
-3	Déforestation	Destruction de formations ligneuses denses ou conversion en d'autres types d'utilisation des terres
-2	Déboisement	Conversion des forêts en un autre type d'utilisation des terres qui réduit le couvert forestier à moins de 10%
-1	Dégradation	Légère affection des formations ligneuses qui se traduit par une réduction du couvert forestier ou du matériel sur pied
0	Zone stable	Sans changement
1	Amélioration	Légère affection des formations ligneuses qui se traduit par un léger accroissement du couvert forestier ou du matériel sur pied.
2	Boisement	Le rétablissement des formations forestières après une situation où le couvert forestier était inférieur à 10%.
> 3	Reboisement	Le rétablissement au cours d'une décennie, d'au moins 10% du couvert forestier détruit après une perturbation.

Adapté à partir de (FAO, 2001)

III.2.2.3 Évaluation de l'impact climatique

La formule de l'indice standardisé des précipitations (SPI) est la suivante (Diallo *et al.*, 2011):

$$SPI = \frac{x_i - x_m}{s_i}, \text{ avec}$$

x_i : valeur de la pluviosité de l'année i ;

x_m : valeur moyenne interannuelle de la pluviosité sur la période étudiée;

s_i : l'écart-type des pluies annuelles observées pour la série concernée.

Lorsque $SPI > 2$, on parle d'humidité extrême ; pour $1 < SPI < 2$, on a une humidité forte ; pour $0 < SPI < 1$, on a une humidité modérée ; pour $-1 < SPI < 0$, on a une sécheresse modérée ; si $-2 < SPI < -1$, on a une sécheresse forte ; si $SPI < -2$, la sécheresse est qualifiée d'extrême.

Pour déterminer les localités qui présentent une chronique pluviométrique similaire, une ACP a permis de superposer les variables (paramètres pluviométriques) et les individus (localités /décennie) conformément à la démarche utilisée par Sinsin (1993). Les paramètres pluviométriques utilisées sont la pluviosité, le nombre de jours pluvieux, l'indice standardisé des précipitations, les séquences sèches i.e. le nombre de jours consécutifs sans pluies.

III.2.2.4 Évaluation de l'impact des types d'utilisation des terres sur la dégradation

Dans le but de faire le lien entre l'impact des modes d'utilisation des terres et la dégradation, une analyse en composantes principales a été réalisée avec les paramètres de végétation récoltés sur quatre groupes d'individus spatiaux (les réserves de Pama, les ZOVIC, les aires de pâturage et les jachères). La superposition des projections de variables (paramètres de végétation) et des individus spatiaux (types d'utilisation des terres) dans le plan permet de déterminer les individus spatiaux selon leur état de dégradation. Le test ACP a été réalisé à l'aide du logiciel "R".

III.3 Résultats

III.3.1 Vérification des classifications

Sept classes communes d'occupation du sol ont finalement été cartographiées (Figure 8). Elles sont représentées par les forêts galeries, les forêts claires, les savanes boisées, les savanes arbustives ou arborées, les mosaïques de jachères et champs, les sols nus et affleurements rocheux et les plans d'eau. Les types de formations végétales ont été définis en se basant sur les travaux de Koné *et al.* (2007); Mahamane et Saadou (2008):

- La forêt galerie: correspond à un complexe de formations végétales ripicoles, dominées par un couvert arboré dense. Le taux de recouvrement ligneux est en général > 80%.
- Forêt claire: couvert arboré assez dense avec peu d'arbustes. Le taux de couverture ligneuse de 60 à 80% avec des cimes plus ou moins jointives. La strate graminéenne est peu dense.
- La savane boisée: comprend un mélange très irrégulier d'arbres et surtout d'arbustes. Le taux de recouvrement ligneux est de 30 à 60%. La strate graminéenne est plus dense que dans la forêt claire.

- La savane arborée: comprend des arbres et arbustes disséminées au-dessus d'une strate herbacée dominante. . Le taux de recouvrement ligneux est de 30 à 60%.
- La savane arbustive: couvert herbacé à base de vivaces où les arbustes dominant. Le taux de recouvrement ligneux est de 30 à 60 %, dont moins de 10 % pour les arbres.
- Les mosaïques de jachères et de champs: il s'agit des variantes anthropisées des formations végétales, composées par des jachères et des champs.
- Les sols nus et affleurement rocheux: il s'agit de sols dénudés recouverts d'épandage de sable ou de gravillons, ou encore de lithosols sur granite ou sur cuirace.

La discrimination entre les différentes classes thématiques est statistiquement significative avec des précisions statistiques globales de 95,3% à 91,4% et des coefficients Kappa de 0,94 et 0,89 respectivement pour les images de 2001 et 2013. Les matrices de confusion montrent globalement qu'il n'existe ni d'énormes erreurs de confusion, ni d'omission entre les classes (Tableaux III et IV).

Tableau III: Matrice de confusion de la classification de l'image de 2001

	1	2	3	4	5	6	7	EO
1	99,2	0	3,7	0	0	0	1,55	0,84
2	0	100	0,2	0	0	0	0	0
3	0,8	0	95,5	0	0	0	0	4,47
4	0	0	0	91,4	0	0	9,69	8,57
5	0	0	0,6	3,7	100	0	0	0
6	0	0	0	2	0	99,65	0	0,35
7	0	0	0	0	2,9	0,35	88,76	11,24
EC	16,31	1,33	0,2	10,04	11,65	1,74	3,38	

1: Forêt galerie; 2: Forêt claire; 3: Savane boisée ; 4: Savane arborée/arbustive ; 5: Mosaïque champs/jachères; 6: sol nu/affleurements rocheux; 7: Plan d'eau; EO: erreur d'omission; EC: erreur de commission.

Tableau IV: Matrice de confusion de la classification de l'image de 2013

	1	2	3	4	5	6	7	EO
1	100	0	0	1,2	0	0	18,5	0
2	0	100	0,7	0	0	0	0	0
3	0	0	95	0	17,1	0	0	5
4	0	0	1,7	92,9	0	0	1,8	7,1
5	0	0	2,7	5,8	82,9	0	0	17,1
6	0	0	0	0	0	96,5	0	3,5
7	0	0	0	0,2	0	3,5	79,7	20,3
EC	34,4	1,2	17,8	1,2	21	0	5,3	

1: Forêt galerie; 2: Forêt claire; 3: Savane boisée ; 4: Savane arborée/arbustive ; 5: Mosaïque champs/jachères; 6: sol nu/affleurements rocheux; 7: Plan d'eau; EO: erreur d'omission; EC: erreur de commission.

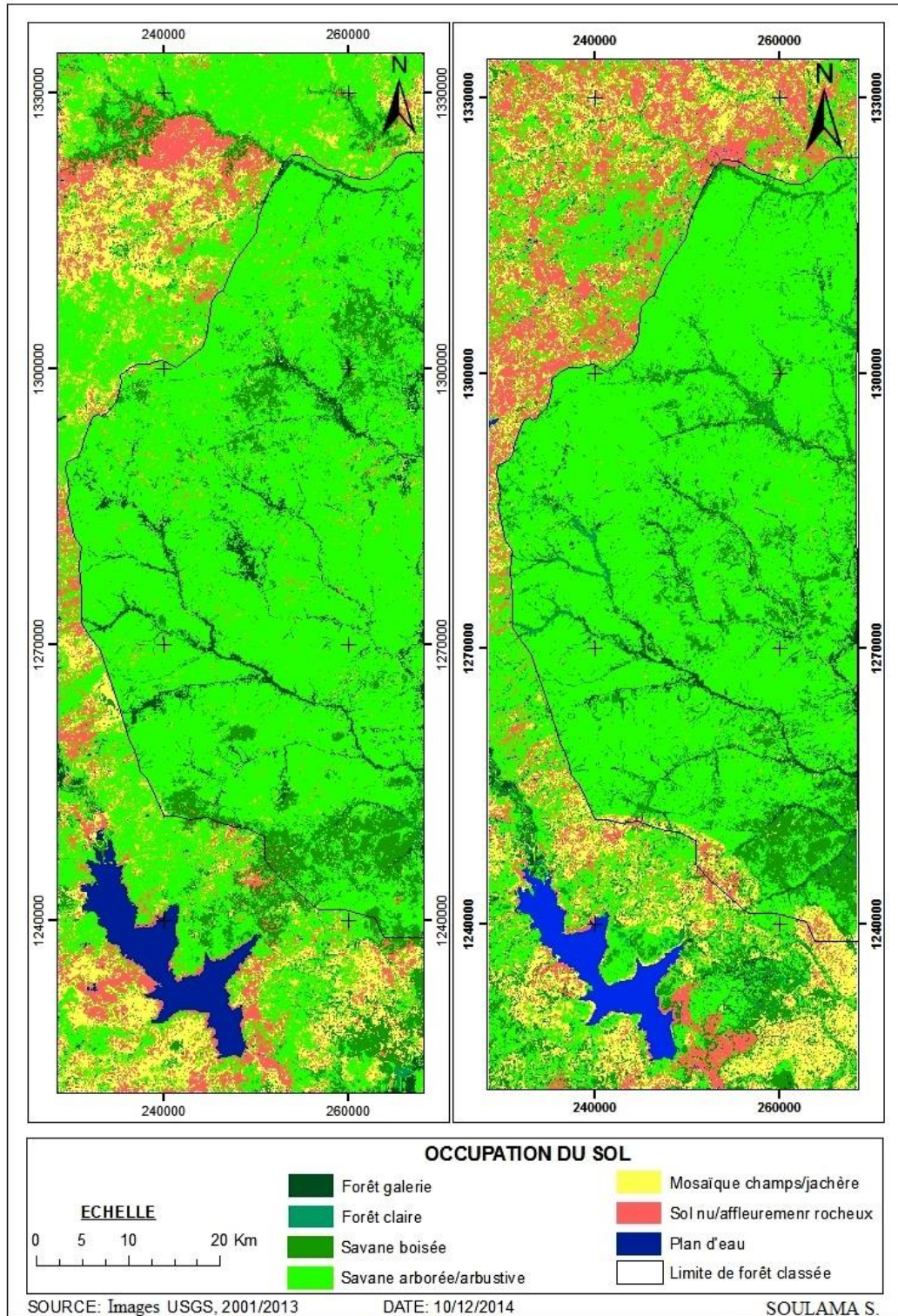


Figure 8: Occupation des sols dans les réserves de Pama et leur périphérie
Occupation des sols en 2001 (à gauche) et en 2013 (à droite)

III.3.2 État d'occupation des sols en 2001 et 2013

L'analyse des transferts d'occupation entre 2001 et 2013 montre essentiellement deux phénomènes: la réduction et l'ouverture du paysage. La réduction concerne les formations végétales denses (forêts galeries, forêts claires et savanes boisées) qui sont converties en savanes arbustives ou arborées (Figure 9). Cela est confirmé par la matrice de transition (Tableau V) qui indique une conversion des forêts galeries, forêts claires et savanes boisées en savanes arbustive et arborée dans des proportions respectives de 2,8 %; 0,3 % et 3,4 %. Les savanes arbustive et arborée constituent la classe d'occupation la plus dominante dans la zone d'étude (Figure 9).

L'ouverture du paysage est remarquable dans la partie anthropisée où les sols nus et les mosaïques de champs-jachères se développent alors que ces mêmes classes thématiques ont tendance à se réduire dans la forêt (Figure 8). En effet, dans toute la zone et en 12 ans, la conversion en mosaïques champs-jachères concerne 4,1% de savane boisée et 4,7% de savane arborée et arbustive. Dans le même temps, ces deux précédentes classes de végétations sont converties en sols nus et affleurements rocheux dans les taux respectifs de 1,7% et 3,3% (Tableau V).

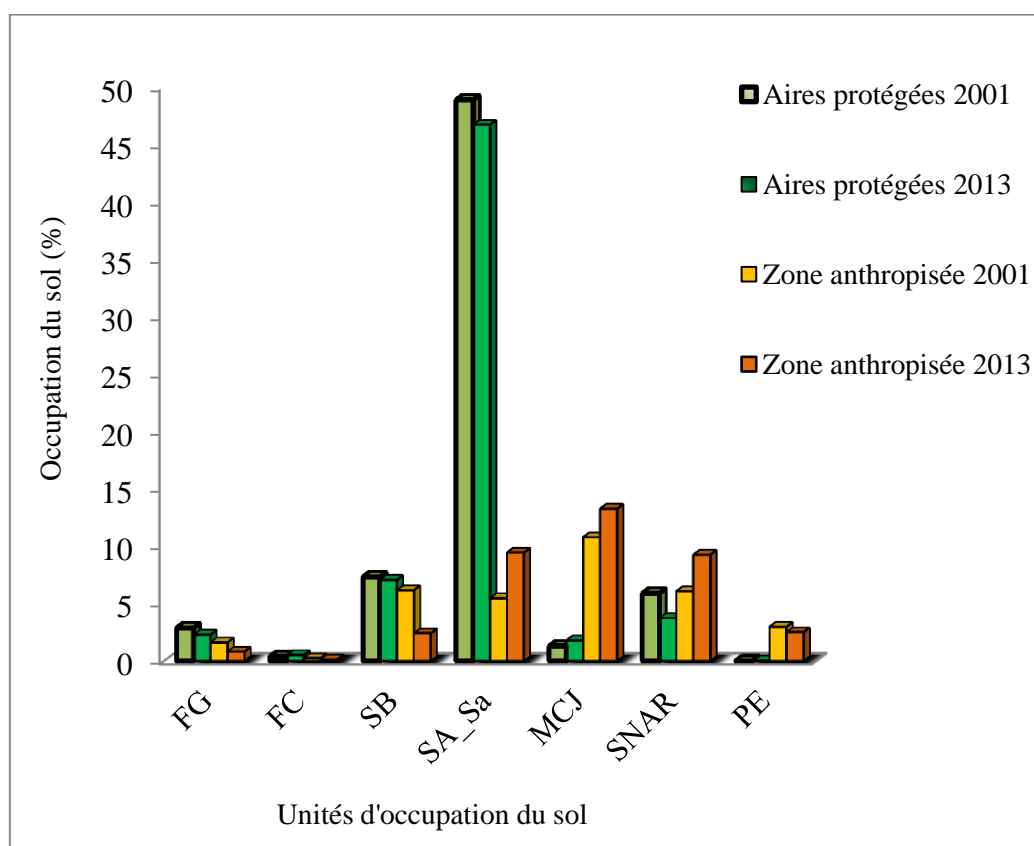


Figure 9: Dynamique de l'occupation du sol entre 2001 et 2013 dans la zone d'étude

Tableau V: Matrice de transition en pourcentage d'occupation des sols dans les réserves de Pama et leurs périphéries

		2013							
Classes		FG	FC	SB	SAA	MCJ	SAR	PE	TOTAL
2001	FG	0,5	0,2	0,4	2,8	0,2	0,3	0,0	4,4
	FC	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0	0,6
	SB	1,4	0,2	2,6	3,4	4,1	1,7	0,0	13,4
	SAA	0,9	0,2	5,2	40,2	4,7	3,3	0,2	54,6
	MCJ	0,1	0,0	0,4	4,6	4,4	2,4	0,1	12,1
	SAR	0,2	0,0	0,7	4,1	1,6	5,2	0,1	12,0
	PE	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,3	2,1	3,0
	TOTAL	3,1	0,7	9,6	55,9	15,2	13,0	2,5	100,0

FG: Forêt galerie; **FC:** Forêt claire; **SB:** Savane boisée ; **SAA:** Savane arborée/arbustive; **MCJ:** Mosaïque champs/jachères; **SNAR:** sol nu/affleurements rocheux; **PE:** plans d'eau.

III.3.3 Typologie et répartition spatiale des changements intervenus

La typologie des changements intervenus (Figure 10) montre qu'au cours de cette décennie, 0,2% de la surface de la zone d'étude, autrefois constitués de formations ligneuses plus ou moins denses, ont complètement disparu et ont été convertis en terres arables (déforestation); 1,8% du secteur sont déboisés et 28,8% de cette superficie sont concernés par la dégradation des formations ligneuses. En somme, 30,8% du paysage forestier est dégradé. A l'opposé de cette tendance, on observe que 2,4% de l'aire d'étude n'ont subi aucun changement, pendant que 66,8% de cette zone connaissent une amélioration de la couverture ligneuse répartie comme suit: 58,3% d'amélioration (recrût forestier); 7,9% de boisement modéré et 0,7% de l'aire d'étude où la forêt s'est reconstituée (reboisement).

D'une manière générale, les zones ayant connu une dégradation sont davantage localisées dans la partie anthropisée, tandis que celles ayant connu une amélioration forestière, sont situées dans les réserves de Pama et dans les ZOVIC (Figure 10).

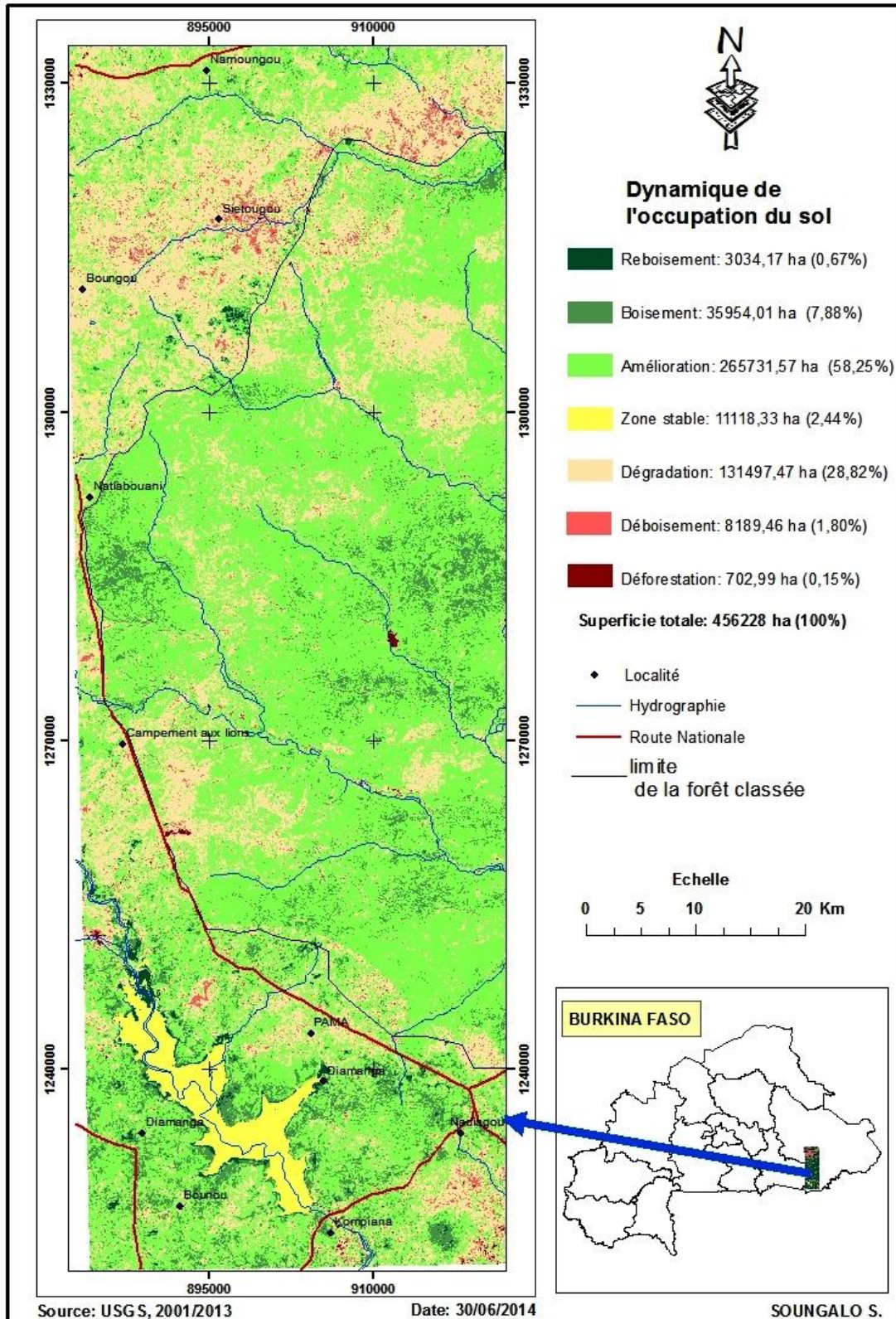
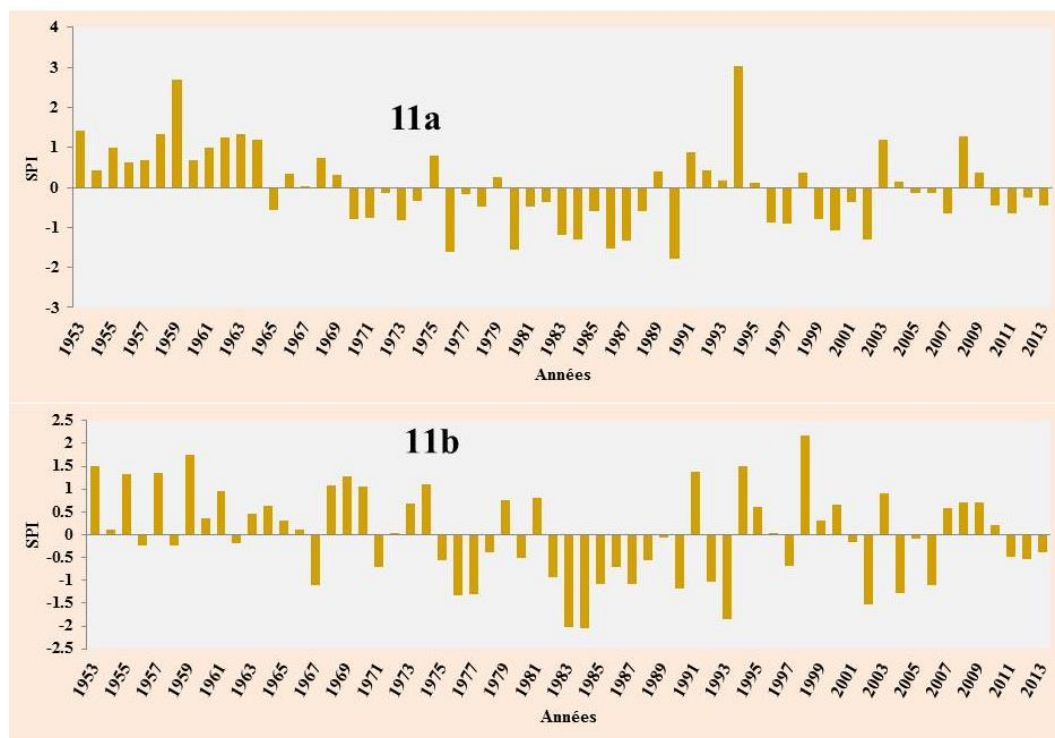


Figure 10: Dynamique de changement du couvert végétal dans les réserves de Pama et des agrosystèmes avoisinants (de 2001 à 2013)

III.3.4 Évolution climatique

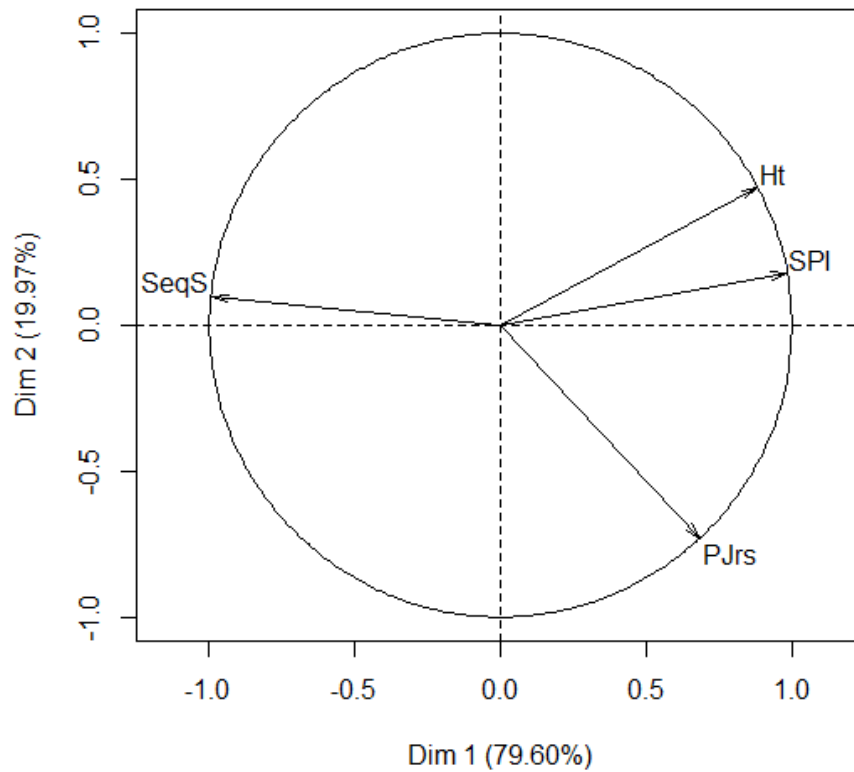
Les figures 11a et 11b montrent l'évolution des périodes sèches/humides respectivement dans les zones de Fada N'Gourma et de Pama. La tendance générale des indices pluviométriques est à la baisse avec une péjoration permanente des valeurs négatives à partir de la fin de la décennie 1960. En effet, les années 1950 enregistrent globalement une séquence humide qui marque l'abondance des précipitations, tandis qu'autour des années 1973, 1985 et 2000, on note des sécheresses relativement fortes. La période de 1981-2010 est marquée par une alternance cyclique entre les années d'humidité et les années de sécheresse avec toutefois des épisodes secs de plus en plus longs. Les sécheresses enregistrées au cours de cette période dans les deux districts phytogéographiques sont majoritairement modérées et quelquefois fortes, les extrêmes étant rares.



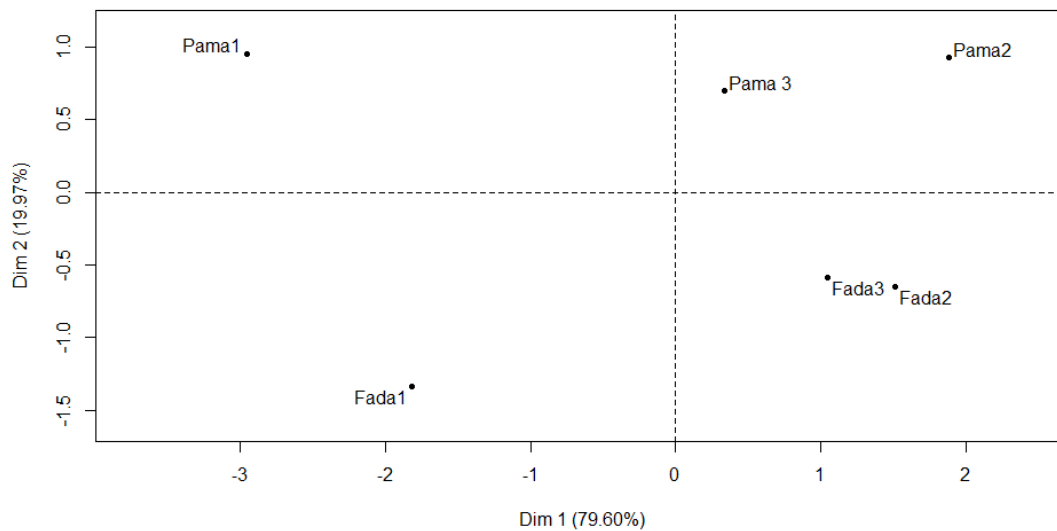
Figures 11: Indices pluviométriques standardisés (SPI) dans la station de Fada N'Gourma (11a) et de Pama (11b).

Une analyse en composantes principales (ACP) indique que les deux premiers axes expliquent 99,6% de la variabilité entre les individus (localités selon les trois périodes climatiques de la période de référence 1981-2010). La superposition des projections de variables (paramètres pluviométriques) et des individus (localités/période) dans le plan formé par les 2 axes, permet de définir l'axe 1 comme étant celui qui indique

l'état de sécheresse, et l'axe 2 comme étant celui de la répartition pluviométrique (Figures 12a et 12b).



Figures 12a: Cartes factorielles des paramètres pluviométriques
Ht: hauteur d'eau de pluie; **SPI** : Indice standardisé des précipitations ; **PJrs**: le nombre de jours pluvieux; **SeqS**: nombre de jours consécutifs sans pluies;



Figures 12 b: Cartes factorielles des sites selon la période climatique
 Fada 1 / Pama 1; Fada 2 / Pama 2; Fada 3 / Pama 3: caractéristiques climatiques de Fada ou de Pama respectivement durant la période 1(1981-1990); période 2 (1991-2000) et période 3 (2001 – 2010).

Ainsi, la période 1 (1981-1990) se distingue des deux autres périodes par son aridité avec des séquences sèches très élevées. Les grandes sécheresses des années 1985 ont été encore plus sévères à Pama. Quant à la période 2 (1991-2000) et la période 3 (2001-2010), elles sont relativement plus humides mais la décennie 2001-2010 serait modérément plus sèche que la précédente. Cette sécheresse modérée est ressentie aussi bien au niveau des valeurs des séquences sèches qu'au niveau des hauteurs des pluies annuelles et du nombre de jours de pluie ($P < 0$). Par ailleurs, la zone de Pama au cours de la décennie 2001-2010 apparaît plus sèche que celle de Fada N' Gourma (Figures 11a, 11b et 12b). Cette sécheresse pourrait avoir un lien avec la dynamique régressive de la végétation observée dans les Figures 8 et 9, aussi bien dans les aires protégées que dans les parties anthropisées.

III.3.5 Types d'utilisation des terres et dégradation des agrosystèmes

L'analyse en composantes principales (ACP) donne un taux de 95,8% de la variance totale expliquée (Figure 13). La contribution de chaque caractère à la structure des deux principaux axes de l'ACP est donnée dans le tableau VI. L'axe 1 qui explique 66,7% de la variance est positivement corrélé avec la densité des ligneux, la densité des individus en régénération, la richesse spécifique moyenne des ligneux, la richesse spécifique moyenne des herbacées et la richesse spécifique moyenne des individus en régénération. Inversement, cet axe 1 est négativement corrélé avec le taux de recouvrement en herbacées, le diamètre moyen des ligneux et la hauteur moyenne des arbustes. Quant à l'axe 2, il explique 29,1% de la variance totale et est positivement corrélé avec le taux de recouvrement en buissons et négativement corrélé avec la hauteur moyenne des herbes et la surface terrière. Ainsi, la réserve partielle de faune de Pama (FCPN) contiendraient les unités de végétation les moins dégradées caractérisées par des hautes herbes, une grande surface terrière des arbres, une densité ligneuse et une richesse spécifique en ligneux importantes. A l'inverse, les jachères (FALL) et les aires de pâturage (GZLD) ont les unités de végétation les plus dégradées, ce qui se reconnaît par un taux d'emboisement (taux de buissons généralement dû à la pression du pâturage) élevé, un grand diamètre moyen des arbres et un grand enrichissement spécifique en herbacées. Les forêts communautaires (ZOVIC) seraient dans un état de dégradation ou de conservation intermédiaire entre les réserves de Pama (FCPN) et les deux autres modes d'utilisation des terres à savoir les pâturages (GZLD) et les jachères (FALL).

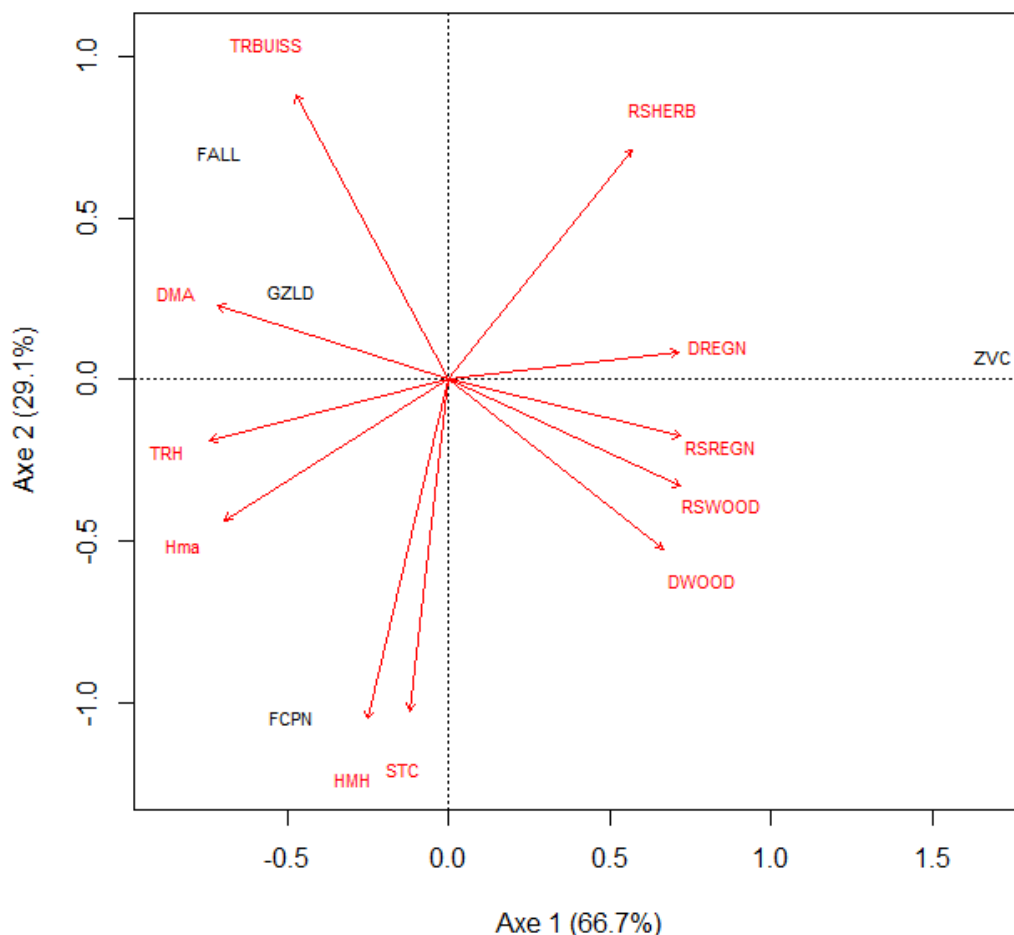


Figure 13: ACP des sites en fonction des variables écologiques mesurées

FALL: jachère; FCPN: Réserves de Pama; GZLD: aires de pâturage; ZOVIC: zones villageoises d'intérêt cynégétique.

Tableau VI: Structure des axes de l'ACP

Variables	Label	PC1	PC2
Richesse spécifique moyenne en ligneux	RSWOOD	0,7	-0,2
Richesse spécifique moyenne en herbacées	RSHERB	0,6	0,5
Richesse spécifique moyenne des régénérations	RSREGN	0,7	-0,1
Taux de recouvrement des buissons	TRBUISS	-0,5	0,6
Hauteur moyenne des herbes	HMH	-0,2	-0,7
Hauteur moyennes des arbustes	Hma	-0,7	-0,3
Taux de couverture herbacée	TRH	-0,7	-0,1
Diamètre moyen des arbres	DMA	-0,7	0,1
Surface terrière	STC	-0,1	-0,7
Densité des ligneux	DWOOD	0,6	-0,3
Densité des individus en régénération	DREGN	0,7	0,1
Proportion cumulative (%)		66,7	29,1

III.4 Discussion

III.4.1 Évolution des unités d'occupation du sol

La classification supervisée des images a donné huit classes avec des valeurs de précision statistiquement acceptables (Kabba et Li, 2011). Étant donné la complexité du paysage soudanien, un tel résultat s'explique par la qualité des images et le choix des classes thématiques et des zones d'entraînement (Geymen et Baz, 2008; Maârouhi *et al.*, 2011). En effet, les images sont choisies de telle sorte à éviter la confusion entre les cultures et la végétation naturelle d'une part, et d'autre part, entre la végétation et les feux de savane qui réfléchissent dans le proche infra rouge et provoquent des confusions de classes (Koné *et al.*, 2007; Diallo *et al.*, 2011; Mama *et al.*, 2013).

L'analyse diachronique des unités d'occupation du sol montre une tendance à la dégradation encore plus exacerbée dans la partie non protégée. Dans la partie anthropisée, la dégradation des terres se traduit par une dynamique d'accroissement des sols nus, la réduction de la végétation savanicole et l'augmentation de la classe des mosaïques champs-jachères. Le front agricole a atteint et dégradé les réserves de Pama dans leurs limites nord et sud (Figure 8). L'analyse de la dynamique spatiale a montré une régression des formations boisées, notamment les reliques de forêts claires et les savanes boisées qui sont progressivement remplacées par des savanes arborées ou arbustives. Le même constat a été effectué par PRIPODE (2006) dans cette zone. La savane boisée est le type de formation végétale le plus affecté par la dégradation car le déboisement touche 30,8% de cette formation. Cette dynamique régressive est plus accentuée dans les périphéries de la réserve où la conversion des paysages naturels en paysages anthropisés accélère le processus de dégradation des terres. En comparaison avec les aires protégées, la végétation des aires non protégées (jachères, aires de pâturage) est la plus dégradée à cause de l'exacerbation de la pression anthropique. La même tendance a été notée dans d'autres pays d'Afrique de l'Ouest, notamment au Mali (Diallo *et al.*, 2011), en Côte d'Ivoire (Kouassi *et al.*, 2012) et au Niger (Mama *et al.*, 2013) où ces auteurs ont montré que les formations denses, particulièrement les savanes boisées, sont les plus affectées par les activités anthropiques et les péjorations climatiques. A l'opposé de cette tendance 66,8% de la couverture forestière de la zone d'étude connaît une amélioration du couvert végétal dominée par les recrûts forestiers. Cette amélioration est essentiellement localisée dans les réserves de Pama (Figure 10). La conversion des jachères en forêts suite aux

déguerpissements des populations (Kaboré, 2010) expliquerait ce résultat qui traduit l'impact positif des aires protégées de la zone d'étude dans la conservation des ressources naturelles.

III.4.2 Influence des péjorations climatiques

La période normale allant de 1981 à 2010 inclus la grande sécheresse de 1984 suivie d'une alternance de séquences annuelles humides et sèches, avec toutefois une récurrence des séquences sèches. Depuis la fin des années 1970, la récession pluviométrique est observée en Afrique de l'Ouest (Ozer, 2010; Diallo *et al.*, 2011; Kouassi *et al.*, 2012). Cette situation est observée dans notre zone d'étude où on constate une variabilité climatique entre les trois décennies de la normale de référence 1981-2010. Ainsi, la période normale (1981-2010), est d'abord caractérisée par une décennie sèche due à la la grande sécheresse des années 84. Elle est suivie par une décennie (1991-2000) relativement plus humide puis par une decennie (2001-2010) présentant des variabilités importantes traduites par des séquences sèches de plus en plus récurrentes (plus de poches de sécheresse). Cette variabilité climatique pourrait affecter la végétation, surtout sa composante herbacée. La contrainte climatique principale est davantage liée à la variabilité dans la distribution des précipitations et leur imprévisibilité, qu'à la rareté des pluies. C'est la répartition de ces séquences sèches dans le temps qui affecte les écosystèmes car une année de sécheresse, même extrême, peut être moins dramatique qu'une suite de deux ou plusieurs années de sécheresse modérée (Diallo, 2011). Des résultats similaires sont obtenus par d'autres auteurs qui montrent que les effets de la sécheresse en milieu de savane, 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). Contrairement à des études récentes qui tendent à démontrer que la pluviosité connaît une reprise au Sahel ainsi que la couverture végétale (Hiernaux *et al.*, 2009; Reij *et al.*, 2009), la décennie 2001-2010 (période 3) est modérément plus sèche que celle de 1991-2000 (période 2) dans notre zone d'étude. Cette sécheresse modérée est encore plus ressentie à Pama (district sud soudanien) qu'à Fada N'Gourma (district nord soudanien). Sachant que la pression anthropique est plus grande dans la zone de Pama (Dipama, 1997; PRIPODE, 2006; Kaboré, 2010), la relative péjoration climatique dans cette zone suggère une interaction entre les facteurs anthropique, climatique et la dégradation des ressources naturelles.

III.4.3 Impacts des types d'utilisation des terres sur la dégradation des terres

Il existe en effet une relation entre la dégradation des terres et leur utilisation. Les types d'utilisation des terres se réfèrent au but pour lequel les Hommes destinent les unités d'occupation du sol (Ouédraogo, 2010). L'analyse de la dynamique de l'occupation des sols dans la zone d'étude montre une modification significative de la physionomie des paysages davantage en zone de terroir où la végétation a été considérablement détruite par les défrichements. Ce même constat a été fait par PRIPODE (2006) qui note l'attraction migratoire que ces zones exercent sur les populations des régions défavorisées du pays. Selon l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM, 2005), en plus des facteurs naturels de dégradation des terres, il faut également tenir compte des causes socio-économiques. La transhumance et le développement de la culture cotonnière constituent de sérieux facteurs de dégradation de l'environnement. Les superficies emblavées pour le coton dans la Kompienga sont passées de 1679 ha en 2001 à 4321 ha en 2004, soit une augmentation de 157%. Par contre dans le même temps, les superficies emblavées en céréales sont passées de 14280 à 11169 ha, soit une baisse de 22%. La pression foncière est plus grande dans la zone de la Kompienga (Pama) que dans celle du Gourma (Fada N'Gourma). En effet, à cause de la présence du lac, du barrage et des terres cultivables, la population de la province de la Kompienga a doublé en une décennie et croît plus vite que celle du Gourma (INSD, 2008; Dipama, 1997). Produits de la progression du front agro-pastoral, les hameaux de culture sont aussi importants que des villages administratifs reconnus, et le moindre relâchement du contrôle forestier se traduit presque systématiquement par l'installation de champs et/ou de villages dans ces zones. Les populations s'adonnent à des méthodes culturales non autorisées telles que l'exploitation agricole des sols fragiles (érodibles ou pentus), les cultures sur brûlis et les feux de savane, la coupe du bois, le pâturage clandestin, etc (Kaboré, 2010). Ainsi, l'espace agro-pastoral officiel est confiné entre les réserves de Pama, le lac de la Kompienga et les ZOVIC. On estime à 80 % environ la part absorbée actuellement par la réserve sur l'ensemble de la superficie de la province de la Kompienga. Nos investigations sur le terrain ont montré que les jachères deviennent encore plus rares dans la province de la Kompienga que dans celle du Gourma. Cette situation explique la diminution de la classe des mosaïques champs-jachères, tandis que celle des sols nus et affleurements rocheux augmente (Roose, 1991). La diminution de la classe

mosaïques champs-jachères dans les réserves partielles de faune de Pama suivie de son boisement, s'explique par les déguerpissements des populations situées à l'intérieur de la réserve. En effet, Kaboré (2010) fait cas du déguerpissement d'une quarantaine de localités des bords de la rivière dite Bouboanga en 1984, et le départ de plus de 1000 habitants d'une dizaine de villages et hameaux de culture en 1993. La grande pression foncière a conduit à mettre en œuvre la notion de zones tampons traduite par la création des ZOVIC afin de protéger les réserves de Pama. L'action a consisté à « négocier » avec les populations limitrophes, la désignation des terroirs bordant le parc comme « zones villageoises d'intérêt cynégétiques », et de définir des règles d'usage des ressources allant dans le sens de la « préservation de la biodiversité » (Kaboré, 2010).

En plus de l'agriculture, l'élevage apparaît comme une activité accentuant la dégradation des terres dans cette région. De fait, la zone d'étude est caractérisée par le surpâturage aggravée par la transhumance interne et internationale (Kpoda, 2010; Sawadogo *et al.*, 2012). Au Burkina Faso, la culture fourragère demeure marginale et la base essentielle de l'alimentation des animaux reste le fourrage naturel, auquel s'ajoutent les résidus des récoltes. Le surpâturage entraîne la réduction de la régénération naturelle des ligneux, la baisse de la couverture herbacée, la mise à nu du sol et son endurcissement (Kessler et Geerling, 2006). A l'inverse, le rôle du pâturage sur l'enrichissement spécifique des espaces ouverts a été démontré, d'où la valeur de la richesse spécifique moyenne en herbacée plus élevée dans les endroits pâturés (aires de pâturage, jachères, ZOVIC). Les herbacées sont indicatives des changements environnementaux d'un site à court terme (Devineau, 1999; Bangirinama, 2010).

Le processus de développement de la savane boisée dans la réserve peut également s'expliquer par l'impact des feux précoces. Louppe *et al.* (1998) ont montré que les feux ont un impact sur l'évolution climaxique des végétations soudaniennes, en faveur d'une savanisation. La zone non protégée est soumise à la pression du pâturage et des cultures si bien que la forêt et la savane dense n'ont pas le temps de se développer. Cela traduit une difficulté d'adaptation du système agraire dominant dans cette zone (Hiernaux, 1998; Devineau *et al.*, 2010). En effet, l'intensification de l'agriculture implique la maîtrise de certaines innovations technologiques (variétés améliorées, mécanisation, techniques d'aménagement des sols et des eaux, etc.). Malgré la préservation des arbres utiles dans les champs, la destruction totale des autres arbres ne favorise pas la reconstitution de la végétation originelle. Seuls les arbustes sont

capables de se régénérer rapidement. Il s'en suit alors une modification de la structure et de la composition de la végétation avec l'installation d'espèces pionnières ou rudérales. La surexploitation des terres est considérée comme la principale cause de la dégradation du couvert végétal et de la perte en biodiversité (Diallo *et al.*, 2011; Mama *et al.*, 2013).

III.5 Conclusion partielle

La dégradation des terres au cours de la période 2001-2013, dans les réserves partielles de faune de Pama et les agrosystèmes connexes, est une conséquence des effets combinés de l'Homme et du climat. La réduction de la végétation et l'ouverture du paysage sont les deux grandes formes de dégradation des terres dans cette zone. La quantification du changement du paysage, grâce à la télédétection et au Système d'Information Géographique, montre une amélioration (58,25 %) i.e. un léger accroissement du couvert végétal dans les réserves partielles de faune de Pama, tandis que dans la partie non protégée, la dégradation domine. Elle est de 28,82% pour toute la zone. L'anthropisation perturbe l'équilibre écologique de la végétation de cette région. La matrice de transition a montré le déclin des formations denses, en particulier la savane boisée qui est la classe d'occupation la plus affectée par la dégradation tandis que la savane arbustive et arborée se développent.

Les jachères et les aires de pâturages sont les TUT les plus dégradés dans un contexte où le climat est un facteur de perturbation du milieu. En effet, nos résultats corroborent la thèse de l'aridification du climat à travers des variabilités importantes traduites par des séquences sèches de plus en plus récurrentes. Il convient de noter que cette étude ne permet pas de bien démêler les effets conjoncturels de la sécheresse de l'impact humain. De plus les impacts humains sont quelque peu obscurcis par la variabilité (topographie, types de sol, types de végétation, etc.).

L'hypothèse 1 est confirmée car les aires protégées de la zone d'étude contribuent efficacement à protéger les ressources végétales bien qu'il soit nécessaire de redoubler la surveillance face à la pression foncière. Par ailleurs, il faut sensibiliser et former les populations rurales à l'utilisation de techniques culturales durables.

Ce chapitre donne des indicateurs sur la dynamique paysagère de la zone d'étude. Pour raffermir la compréhension des processus de dégradation dans cette zone, il apparaît nécessaire de faire une caractérisation écologique et structurale des différents états de dégradation.

CHAPITRE IV: CARACTÉRISTIQUES ÉCOLOGIQUES ET STRUCTURALES DES ÉTATS DE DÉGRADATION DES AGROSYSTÈMES DU SUD-EST DU BURKINA FASO

IV.1 Introduction

Dans un contexte sahélien marqué par une grande croissance démographique et la dégradation des ressources naturelles, la dégradation des terres constitue une entrave à l'économie nationale. La dégradation des terres dans le Sahel revêt un caractère complexe où se mêlent l'action de la nature, notamment la sécheresse, et celle de l'Homme (Botoni et Reij, 2009). La pression démographique conjuguée à la pauvreté ainsi qu'au manque d'intensification agricole seraient des facteurs aggravant la dégradation des terres (Lykke *et al.*, 2004; Ozer *et al.* 2007; Ouédraogo *et al.*, 2009; Brou, 2010; Paré *et al.*, 2010). C'est ainsi que dans notre zone d'étude, 48% à 62% des sols sont considérés moyennement dégradés à très dégradés (PICOFA, 2007).

La dégradation des terres engendre une perte du potentiel écologique dans les zones affectées (Li *et al.*, 2004). La désertification est considérée comme un stade ultime de la dégradation des terres, marqué par un appauvrissement irréversible des ressources naturelles (Thiombiano, 2000). La pression du pâturage, le stress édaphique, hydrique et le stress au feu caractérisent souvent l'environnement sahélien face auquel les communautés végétales adoptent une réponse adaptative (Savadogo *et al.*, 2007; Devineau *et al.*, 2010; Nacoulma *et al.*, 2011a; Sawadogo *et al.*, 2012). La pression du pâturage (broutage et piétinement des sols) souvent combinée aux effets de l'agriculture (jachères courtes), dégradent la couverture végétale du sol et perturbent la régénération de certaines pousses, occasionnent une succession végétale au profit d'une prolifération d'espèces buissonnantes et non fourragères. La dégradation du sol est observable par certains indicateurs visuels des états de surface comme l'encroûtement, les plaquages sableux et gravillonnaires, les affleurements résiduels, la sévérité de l'érosion (mise en évidence par les nappes, rigoles, ravins et ravines), etc. (Casenave et Valentin, 1989; Morin, 1993; Ambouta *et al.*, 1996; Muchena *et al.*, 2005; Fatunbi *et al.*, 2008; Abesha, 2014). Elle s'accompagne d'une altération du potentiel biotique car les communautés végétales qui s'installent sur les milieux devenus dégradés, développent des adaptations éco-physiologiques aux environnements ``stressés''. Ces réponses peuvent concerner les patrons de distribution des espèces végétales ou des traits fonctionnels communs (Hubbell *et al.*, 1999; Molino et Sabatier, 2001; Traoré *et al.*, 2015). Des auteurs précédents ont

montré que les indicateurs biologiques ou taxons indicateurs sont révélateurs de modifications qualitatives et / ou quantitatives de la structure et du fonctionnement des écosystèmes en réponse aux pressions et variations de l'environnement (Muchena *et al.*, 2005; Devineau *et al.*, 2009).

En milieu tropical, si la dégradation des terres est un fait indiscutable, elle reste difficile à cerner avec précision à petite échelle (Cornet, 2002; Fatunbi *et al.*, 2008; Brabant *et al.*, 2010). Par ailleurs, la plupart des travaux sur le sujet de la dégradation abordent isolément les indicateurs de l'état de structure ou de fonctionnement des écosystèmes. Pourtant, une approche synthétique permettrait d'améliorer la connaissance sur les dysfonctionnements des écosystèmes en intégrant de nombreux processus qui interagissent entre eux et qui conditionnent le fonctionnement de la végétation (Fatunbi *et al.*, 2008; Marzaioli, 2010). D'où l'intérêt de la présente étude qui a pour but de déterminer des indicateurs de changement d'état des phytocénoses étudiées. L'objectif général est de caractériser les différents états de dégradation des unités de végétation à l'aide des indicateurs spatiaux de distribution de la flore et de la végétation. Les objectifs spécifiques sont: (i) Décrire les états de dégradation des groupements végétaux au plan structural, (ii) Déterminer les indicateurs écologiques qui discriminent les états de dégradation des terres; (iii) Établir un indice synthétique de dégradation des groupements végétaux de la zone d'étude.

L'hypothèse est que la diversité spécifique des unités de végétation est fonction de leur état de dégradation.

IV.2 Matériel et méthodes

IV.2.1 Échantillonnage

Nous avons utilisé une image Rapid-eye d'octobre 2011 acquise auprès du projet IFN2, à cause de sa haute résolution spatiale (5m), pour identifier les principales tâches de végétation dans lesquelles ont été placées les placeaux de mesure. Un échantillonnage stratifié et aléatoire basé sur les types d'utilisation des terres (réserves de Pama, aires anthropisées) et les états de dégradation, est utilisé (Tableau VII). Sur le terrain, les formations végétales dégradées sont reconnaissables par la faiblesse du couvert végétal, l'absence de l'une ou l'autre des strates au niveau de la canopée, la présence de plages de sol nu, de plages de sables, les indurations ou intrusions rocheuses (Hountondji, 2008; Fatunbi *et al.*, 2008; Abesha, 2014). Les photos 1,2 et 3 illustrent les trois états de dégradation.

Tableau VII: Distribution des placeaux selon les états de dégradation et les types d'utilisation des terres

Types d'utilisation des terres	Dégradé D	Moyennement dégradé MD	Non dégradé ND	Total
Aires anthropisées	81	103	84	268
Aires protégées	22	21	66	109
Total	107	132	138	377



Photos illustrant les trois états de dégradation

Photo 1: état dégradé (D); Photo 2: état moyennement dégradé (MD); Photo3: éta non dégradé (ND)

IV.2.2 Collecte des données

Des inventaires floristiques et dendrométriques ont été réalisés dans les mois de septembre à novembre, au cours de deux campagnes successives 2011 et 2012. Les relevés de la strate ligneuse (arbres, arbustes) ont été faits selon des placeaux de 50 m x 20 m, associées chacune à des placettes de 10 m x 10 m pour la strate herbacée et des placettes de 5 m x 5 m pour les individus en régénération, c'est-à-dire les espèces ligneuses dont le diamètre est < 5 cm (Ouédraogo *et al.*, 2008; Sambaré *et al.*, 2013). Sur chaque placette, les paramètres floristiques structuraux et stationnels ont été mesurés. Les paramètres floristiques sont la diversité spécifique (le nombre total d'espèces observées) des peuplements ligneux adultes (RSWOOD); les ligneux en régénération (RSREGN) et les herbacées (RSHERB).

Les paramètres structuraux concernent la hauteur des ligneux adultes, le diamètre à hauteur de poitrine, la densité des peuplements ligneux adultes et juvéniles et le recouvrement des différentes strates végétales. Ce dernier paramètre a été déterminé selon la méthode de cotation visuelle (Kokou *et al.*, 2000): strate fermée (recouvrement > 90 %); strate peu ouverte (recouvrement entre 75 et 90 %); strate assez ouverte (recouvrement entre 50 et 75 %); strate ouverte (recouvrement entre 25 et 50 %); strate très ouverte (recouvrement entre 10 et 25 %); strate extrêmement

ouverte (recouvrement entre 0 et 10 %) et strate totalement ouverte (recouvrement égal à 0 %).

Enfin, les paramètres stationnels sont relatifs aux états de surface du sol (taux de sol nu, plaquage sablo-gravillonnaire, encroûtement) et à la physionomie de la végétation ligneuse (taux de couverture végétale, hauteur moyenne des arbustes (Casenave et Valentin, 1989; Fatunbi *et al.*, 2008; Abesha, 2014). La pression du pâturage a été renseignée par des observations relatives au degré de broutage et de piétinement du bétail. La codification du niveau de pression du pâturage est faite suivant la démarche de Houessou (2012) où P0 = absence de pâturage sur le site (pas de trace de broutage ou de piétinement du bétail), P1 = site faiblement pâturé (niveau de broutage et de piétinement du sol < 25% de la surface), P2 = site moyennement pâturé (niveau de broutage et de piétinement du sol compris entre 25-75% de la surface) et P3 = site très pâturé (niveau de broutage et de piétinement du sol > 25% de la surface).

IV.2.3 Analyse des données

IV.2.3.1 Paramètres structuraux

- La densité des peuplements ligneux:

Les densités des ligneux adultes (DWOOD) et en régénération (DREGN) ont été calculées, d'une part, pour le peuplement arborescent ($dbh \geq 5$ cm) et d'autre part, pour la régénération. Elles expriment le nombre moyen d'individus par relevé, exprimé en individus/ha.

$$N = n/S$$

Où N est la densité en ha, n est le nombre total d'individus dans la placette et S est la surface de la placette.

- La surface terrière des peuplements:

L'équation de la surface terrière (STC en m^2/ha), c'est-à-dire la somme des sections transversales de tous les arbres, est développée au chapitre précédent.

- Le nombre de branches:

Il s'agit du ratio du nombre de branches par individu de la placette.

$$Nb = \frac{St}{n}$$

Où Nb est le nombre moyen de branches par individu, St est le nombre total de branches des arbres de la placette et n est le nombre total d'individus dans la placette.

IV.2.3.2 Paramètres écologiques

- Les types biologiques et phytogéographiques:

L'abondance de chaque type biologique est établie en utilisant la formule suivante (Houessou, 2012):

$$A_{TBi} = \frac{n_i}{S} \times 100$$

Où A_{TBi} est l'abondance du type biologique i ; n_i = nombre d'espèces appartenant au type biologique i d'une communauté végétale donnée et S = le nombre total d'espèces dans la dite communauté.

S'agissant des types phytogéographiques, les espèces ont été regroupées en espèces soudaniennes (S), espèces à distribution continentale (CD) et espèces à large distribution (LD). Les espèces à distribution continentale (CD) correspondent aux afro-malgaches, afro-tropicales, pluri-régionales africaines, soudano-zambéziennes, soudano-guinéennes et guinéo-congolaises. Quant aux espèces à large distribution (LD), elles regroupent les espèces cosmopolites, les afro-américaines, les pantropicales et les paléotropicales (Houessou, 2012; Inoussa *et al.*, 2013).

- Les indices de diversité biologique:

Le calcul des indices de diversité est effectué selon les équations suivantes (Magurran, 2004; Sambaré *et al.*, 2011):

Indice de diversité de Shannon.

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i)$$

Indice d'équitabilité de Pielou

$$J = H' / \ln(S)$$

Où P_i est le quotient du recouvrement de l'espèce i dans le groupement par la somme de tous les recouvrements de toutes les espèces constitutives du groupement, \ln est logarithme népérien; S représente le nombre total d'espèces constitutives du groupement.

La méthode IndVal (Indicator Value) a été utilisée pour calculer la valeur indicatrice de chaque espèce (Dufrene et Legendre, 1997) et identifier numériquement les espèces caractéristiques de chaque état de dégradation à partir du test de Monte Carlo (P-value <0,05). Cette méthode est de plus en plus utilisée dans les études phytosociologiques (Willner *et al.*, 2009; Oumarou, 2006), car elle a l'avantage de

combiner à la fois la fréquence et l'abondance (ou le recouvrement) pour évaluer le degré de liaison de ces espèces aux différents groupes floristiques.

IV.2.3.3 Paramètres stationnels

Ces indicateurs concernent l'état de surface du sol révélé par des indicateurs visuels relatifs au taux de recouvrement ligneux, au taux de sol nu, à l'encroûtement du sol, aux affleurements rocheux, aux plaques sableaux et gravillonnaires, à la sévérité de l'érosion hydrique (mise en évidence par la présence des griffes d'érosion (les nappes, les rigoles ou les ravines) et aux traces de pâturage (piétinement, broutage). Ces variables qui seront utilisées pour le calcul de l'indice de dégradation du sol (LDI) ont été estimées par des scores de 1 à 5 (Fatunbi *et al.*, 2008; Abesha, 2014).

IV.2.3.4 Détermination de l'indice de dégradation des terres (LDI)

Ces variables issues des indicateurs visuels liés aux états de surface du sol ont par la suite été transformées sur la base de la technique de cotation linéaire de Liebig *et al.* (2001). A chaque variable on applique des scores allant de 0 à 1 en appliquant la fonction «Plus c'est, mieux c'est» ou la fonction «Moins c'est, mieux c'est», selon qu'une valeur élevée du paramètre traduit une fonction de dégradation élevée ou l'inverse. La fonction «Plus c'est, mieux c'est» est utilisée pour les indicateurs visuels tels que les intrusions ou les affleurements rocheux, l'épandage de sable ou de gravier, les griffes d'érosion hydrique, l'encroûtement et les surfaces de sol nu. A ce type de variables, chaque observation est divisée par 5, c'est-à-dire la valeur la plus élevée. A l'inverse, la fonction «Moins c'est, mieux c'est», concerne les indicateurs tels que le taux de couverture ligneux et de buissons. Dans ce cas, la plus faible valeur observée (1) est utilisée comme numérateur.

Enfin pour la détermination de l'indice de dégradation des terres (Land Degradation Index = LDI), les variables des états de surface du sol les plus significatives ont été retenues sur la base d'une analyse en composantes principales (ACP). Seuls les axes de l'ACP ayant une valeur propre ≥ 1 ont été retenus car une valeur propre < 1 signifie que ce facteur explique moins de variance de l'attribut. Ensuite, les variables ayant une contribution d'au moins 10% sur les axes ont été retenues. Les variables appartenant à un même axe principal ont été soumises à une corrélation de Pearson afin de déterminer les variables redondantes qui seront éliminées du modèle (Andrews *et al.*, 2002; Shukla *et al.*, 2004). Enfin, le Coefficient de Contribution Relative

(CRC) de chaque variable retenue dans le modèle, est déterminé en divisant la valeur de la statistique F par la somme des F values (Fatunbi *et al.*, 2008). Le calcul de l'indice de dégradation des terres se fait selon l'équation suivante:

$$LDI = \sum_1^n wiSi$$

Où Si = Score de la variable i; Wi = poids de l'importance de la variable i.

IV.2.3.5 Analyses statistiques

Des tests Anova utilisant la procédure de Ryan (REGWQ), ont permis de comparer les moyennes des différents groupes (Field, 2005; Pallant, 2007). Par ailleurs, une régression pas à pas (stepwise regression) a été utilisée pour effectuer une sélection des variables les plus performantes pour renseigner les états de dégradation des terres. Ensuite, une analyse canonique discriminante réalisée avec le logiciel R, a servi à discriminer les trois états de dégradation des terres. L'établissement d'une matrice de confusion et la distance de Mahalanobis a servi à évaluer les différences entre les classes. Ce type d'analyse permet d'effectuer une combinaison linéaire de toutes les variables quantitatives afin de déterminer statistiquement à quel groupe appartient chaque sujet. L'analyse canonique discriminante a été utilisée dans des études écologiques et particulièrement pour étudier la variation écologique et structurale entre des unités de végétation (Hountondji, 2008).

IV.3 Résultats

IV.3.1 Caractérisation structurale des états de dégradation

IV.3.1.1 Variables discriminantes des états de dégradation des agrosystèmes

La régression «pas à pas» (step wise regression) appliquée sur l'ensemble des variables de la végétation, a permis de sélectionner celles qui discriminent mieux les états de dégradation. Ainsi, le modèle de régression retient 7 variables de végétation sur 13 paramètres originaux comme étant les plus aptes à mieux séparer les classes de dégradation dans les unités de végétation étudiées (Tableau VIII). Les paramètres de végétation qui ont été éliminés du modèle sont: la richesse spécifique des individus en régénération dans les placettes, le taux de recouvrement en buissons; la hauteur moyenne des arbres et des herbacées; le diamètre moyen des ligneux, le nombre moyen de branches par placette.

Tableau VIII: Paramètres retenus pour la discrimination des états de dégradation

États	Variabes	Label	lambda de Wilks	F	P-value
1	Taux de recouvrement en herbacées	TRH	0.6031161	123.05639	8.61 10 ⁻⁴²
2	Hauteur moyenne des arbustes	Hma	0.4243963	99.78135	4.97 10 ⁻⁶⁸
3	Densité des ligneux	DWOOD	0.3773951	77.84758	2.01 10 ⁻⁷⁵
4	Richesse spécifique en herbacées	RSHERB	0.3619493	61.41651	7.45 10 ⁻⁷⁷
5	Richesse spécifique en ligneux	RSWOOD	0.3459818	51.80708	1.24 10 ⁻⁷⁸
6	Surface terrière	STC	0.3358383	44.62312	2.96 10 ⁻⁷⁹
7	Densité des régénérations	DREGN	0.3292768	39.04413	3.81 10 ⁻⁷⁹

IV.3.1.2 États de dégradation

Deux fonctions canoniques discriminantes valides ont été extraites à partir des variables impliquées dans le modèle (Tableau IX). La première variable canonique (Can1) explique 97% de la variance, tandis que la deuxième variable canonique (Can 2) explique 3% de la variance totale.

Tableau IX. Résumé des fonctions canoniques discriminantes

Function	Eigenvalue	Cum. Variance	CanRsq.	LR	p.value
1	1.869589	96.975	0.651518	0.055111	< 2.2 e ⁻¹⁶ ***
2	0.058325	100	0.055111	0.94489	1.462 e ⁻⁰⁵ ***

Signification '***' 0.001

L'analyse des structures canoniques (Tableau X) indique que l'axe 1 (Can1) est un gradient de dégradation. Cet axe sépare bien - à 97% de variance - les états de dégradation.

Tableau X: Classes de moyennes canoniques

	Can1	Can2
Dégradé (D)	1.76	-0.22
Moyennement dégradé (MD)	0.26	0.32
Non dégradé (ND)	-1.61	-0.14

La contribution de chaque paramètre dans les deux fonctions canoniques est donnée dans le tableau XI. La première variable canonique est négativement corrélée avec la hauteur des arbustes, le taux de couverture herbacée, la surface terrière, la densité ligneuse, la richesse spécifique en ligneux et la densité en individus régénérants. Par contre la deuxième variable canonique (Can2) est fortement corrélée avec la richesse spécifique en herbacées.

Tableau XI: Structure canonique des variables discriminantes des états de dégradation

Variabiles	Label	Can1	Can2
Hauteur moyenne des arbustes	Hma	-0.57	-0.29
Taux de recouvrement en herbacées	TRH	-0.78	0.28
Surface terrière	STC	-0.53	-0.10
Densité des ligneux	DWOOD	-0.61	-0.028
Richesse spécifique en ligneux	RSWOOD	-0.41	0.04
Richesse spécifique en herbacées	RSHERB	0.31	0.86
Densité des individus en régénération	DREGN	-0.25	-0.07

Les paramètres dendrométriques et écologiques mesurés sur le terrain discriminent bien les trois états de dégradation. Ainsi, l'analyse canonique discriminante globale réalisée sur 377 relevés sépare clairement les placeaux d'inventaires selon les types de dégradation (Figure 14). Les placeaux situées dans les unités de végétation non dégradées sont en vert (gauche), celles moyennement dégradées sont au milieu tandis que les plus dégradées sont en rouge (partie droite).

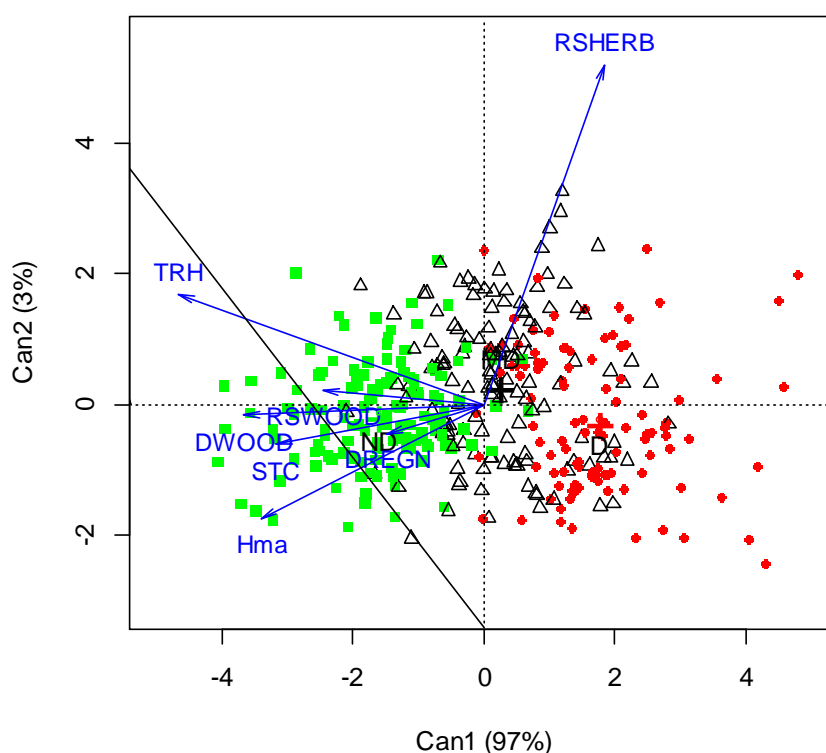


Figure 14: Plan factoriel des variables explicatives des différences observées au niveau des trois états de dégradation des agrosystèmes.

Légende: D = dégradé; MD= moyennement dégradé; ND = Non dégradé; Hma = Hauteur moyenne des arbustes; TRH= Taux de recouvrement en herbacées; STC = surface terrière; DWOOD= Densité des ligneux; RSWOOD= Richesse spécifique en ligneux; RSHERB = Richesse spécifique en herbacées; DREGN = Densité des individus en régénération.

Les différences entre les classes de dégradation sont obtenues grâce à la distance de Mahalanobis (Tableau XII). Celle-ci confirme une bonne séparabilité entre les trois

classes de dégradation. La séparation entre la classe dégradée et celle non dégradée est très grande (4208,6). La distance entre deux autres classes étant plus courte, cela traduit une relative confusion entre les classes dégradée et moyennement dégradée d'une part, puis entre les classes moyennement dégradées et non dégradées.

Tableau XII: Distance de Mahalanobis

	D	MD	ND
D	0		
MD	1563.243	0	
ND	4208.625	2646.008	0

D: dégradé; MD: moyennement dégradé; ND: non dégradé

IV.3.1.3 Caractéristiques des unités d'occupation des sols

En gardant le même système d'axes, l'analyse canonique discriminante (ACD) est appliquée sur les deux unités d'occupation des sols que sont les aires protégées (réserves de Pama, zones villageoises d'intérêt cynégétique) et les aires communales (jachères, aires de pâturage). Toute la variance (100%) est expliquée par l'axe 1 qui sépare les placeaux des aires anthropisées (aires de pâturage, jachères) des placeaux des aires protégées (Figure 15).

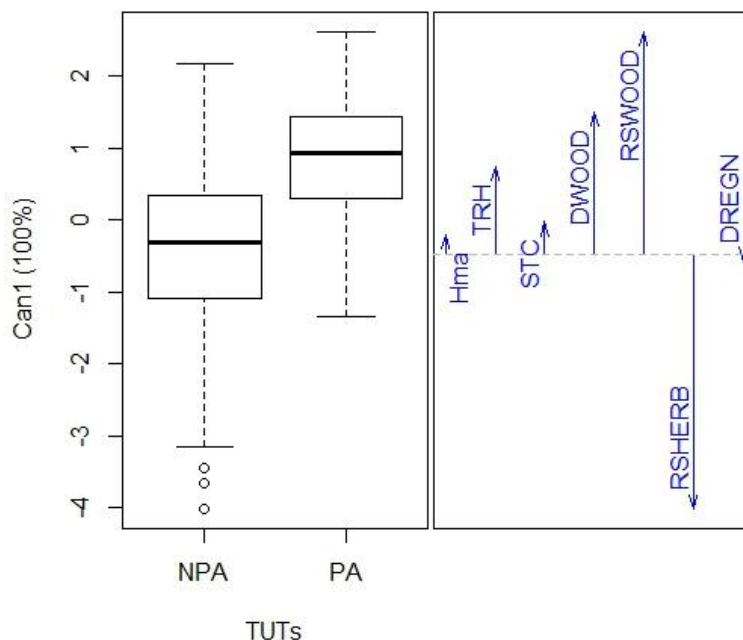


Figure 15: Caractérisation des unités d'occupation des sols

Légende: TUT: types d'utilisation des terres; PA: aires protégées (réserves de Pama, ZOVIC); NPA: aires non protégées (jachères, aires de pâturage).

La structure canonique des variables qui discriminent ces deux TUT, montre que les communautés végétales situées dans les aires protégées sont caractérisées par une richesse spécifique élevée en espèces ligneuses (RSWOOD), une densité élevée en arbres et arbustes (DWOOD) et un taux de recouvrement en herbacées élevé (TRH). Par contre les unités de végétation des zones anthropisées sont caractérisées par une grande hétérogénéité spécifique des herbacées (Tableau XIII).

Tableau XIII: Structure canonique des variables discriminant deux TUTs

Paramètres	Can1
Hma	0.05
TRH	0.21
STC	0.08
DWOOD	0.34
RSWOOD	0.53
RSHERB	-0.61
DREGN	-0.02

IV.3.1.4 Discrimination des classes de végétation

Les résultats de la matrice de confusion (Tableau XIV) entre les cinq principaux types de végétation (forêts galeries, forêts claires, savanes boisées, savanes arborées et savanes arbustives), indiquent que:

- En général la confusion est moindre entre les classes de végétation situées dans les aires protégées (29 % de confusion) par rapport à celles qui sont dans les aires anthropisées (37% de confusion).
- Dans les aires protégées, les perturbations affectent plus les classes de savanes arborées (59 % de confusion) puis de forêts galeries (47% de confusion). Par contre dans les aires anthropisées, les perturbations affectent surtout les classes de végétation dense à savoir les forêts claires (92% de confusion), les savanes boisées (58% de confusion) et les forêts galeries (42 % de confusion).

Tableau XIV: Matrice de confusion pour l'évaluation de la classification des types de végétation

AIRES PROTÉGÉES						AIRES NON PROTÉGÉES							
A	B	C	D	E	CC (%)	A	B	C	D	E	CC (%)		
A	16	0	0	0	2	89	A	1	2	4	0	5	8
B	2	8	3	0	2	53	B	1	15	1	3	6	58
C	0	1	28	1	1	90	C	0	1	86	18	8	76
D	0	0	3	7	7	41	D	0	3	25	53	0	65
E	4	2	0	4	18	64	E	0	6	9	6	15	42
Total de classification correcte = 70.64 %						Total de classification correcte = 63.43 %							

A: forêt claire; B: forêt galerie ; C: savane arbustive; D: savane arborée; E: savane boisée; CC: classification correcte.

IV.3.1.5 États de la régénération dans les classes de dégradation

Les individus en régénération sont 3 fois plus abondants dans les strates inférieures à 50 cm que dans les strates supérieures à 50 cm, ($F_{[1; 1526]}$; $P < 0,000$). Toutefois, les écart-types sont très grands (Tableau XV) traduisant une disparité de situations. Ces résultats montrent une difficulté de croissance des plantules en régénération.

Tableau XV: Comparaison des densités des plantules par strates

Densité des plantules	0-50 cm	> 50 cm		
	moyenne	moyenne	$F_{[1; 1526]}$	P
	27,0 ± 24,1	7,1 ± 6,6	484,9	0,000

Dans la classe 0-5 cm, la densité des individus en régénération est significativement plus élevée ($F_{[2; 761]} = 8,51$, $p = 0.000$) dans les états non dégradés (31 plantules/placette en moyenne) que dans ceux dégradés (22 plantules/placette en moyenne). Par contre pour les strates supérieures à 50 cm, la densité moyenne par placette est plus faible (≈ 7 plantules/placette) et il n'y a pas de différence significative entre les trois états de dégradation ($p = 9,56$) (Tableau XVI).

Tableau XVI: Comparaison des densités des plantules en fonction des états de dégradation

États de dégradation								
Strates	Dégradés		Moyennement dégradés		Non dégradés		F	P
	N*	d*	N*	d*	N	d		
0-50 cm	215	22,3 ± 15,7	263	26,4 ± 21,6	286	31,1 ± 30,3	F _[2; 761] = 8,51	0,00
> 50 cm		7,1 ± 6,8		6,9 ± 5,6		7,1 ± 6,9		

N = effectifs; d = densité moyenne de plantules par placette

Les espèces juvéniles les plus fréquemment rencontrées dans ces unités sont: *Combretum glutinosum* Perr. ex DC., *Piliostigma thonningii* (Schum.) Milne-Redhead, *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst., *Acacia gourmaensis* A. Chev., *Maytenus senegalensis* (Lam.) Exell, *Stereospermum kunthianum* Cham., *Combretum nigricans* Lepr. ex Guill. & Perr., *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr., *Acacia dudgeoni* Craib. ex Holl., *Acacia nilotica* (L.) Willd. ex Del., *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Combretum collinum* Fresen., *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn et *Feretia apodanthera* Del.

IV.3.2 Caractérisation écologique des états de dégradation

IV.3.2.1 Richesse spécifique des états de dégradation

Les états légèrement perturbés (moyennement dégradés) ont une hétérogénéité spécifique plus élevée que les autres états de dégradation. La richesse spécifique moyenne est quasiment identique dans les états dégradés (RSM = 39,83 ± 14,42) et non dégradés (RSM = 38,94 ± 11,44). Par contre dans les unités d'occupation moyennement dégradés, la richesse spécifique est significativement plus élevée (RSM = 44,07 ± 14,19; F_[2; 375] = 5,56; P = 0,004) que dans les deux autres états de dégradation. Cet enrichissement spécifique des milieux moyennement dégradés est encore plus marqué au niveau de la composante herbacée (Tableau XVII).

Tableau XVII: Richesse spécifique en fonction des états de dégradation

	États de dégradation		
	Dégradé	Moyennement dégradé	Non dégradé
Familles	46	54	47
Genres	118	162	121
Espèces	162	232	175
Herbacées	96	144	95
Ligneuses	66	88	80

Le test de Ryan-Einot-Gabriel-Welsch (Tableau XVIII) permet de regrouper les résultats similaires issus d'une ANOVA. Les résultats de ce test séparent l'état moyennement dégradé (MD) des deux autres états (non dégradé, ND et dégradé, D) pour ce qui concerne la richesse spécifique moyenne, l'indice de Shannon (H) et l'équitabilité de Pielou (E). Ce test confirme que les états moyennement dégradés ont une hétérogénéité spécifique plus grande que les deux autres états extrêmes.

Tableau XVIII: caractérisation des classes de dégradation selon les indices de diversité

État de dégradation	N	RSM		N	H		N	E	
		1	2		1	2		1	2
ND	139	38,9 ± 11,44		139	2.8 ± 0,35		139	0.78± 0,06	
D	107	39.8± 14,42		107	2.9± 0,44		107	0.79± 0,06	0.79± 0,06
MD	131	44.1 ± 14,19		131	3.0± 0,34		131	0.8± 0,06	

Résultats du test de Ryan-Einot-Gabriel-Welsch; $P < 0.05$

1; 2 = Classes de dégradation identiques relativement à l'indicateur étudié; ND = non dégradé; MD= moyennement dégradé; D = dégradé.

Enfin le tableau XIX montre l'occurrence des espèces herbacées et ligneuses selon les états de dégradation. Pour ce qui concerne les espèces herbacées, les états intermédiaires (moyennement dégradés) ont une richesse spécifique moyenne statistiquement plus grande que les états de dégradation extrêmes (dégradés et non dégradés). Par contre pour ce qui est de la strate ligneuse, la richesse spécifique moyenne est fonction de l'état de dégradation des unités de végétation. Ce résultat montre que les herbacées constituent la composante végétale qui indique les perturbations dans les unités de végétations considérées.

Tableau XIX: Comparaison de la richesse spécifique entre les états de dégradation

Strates	États de dégradation								
	Dégradés			Moyennement dégradés			Non dégradés		
	RSM	F	P	RSM	F	P	RSM	F	P
Espèces herbacées	18,2 ± 4,7	$F_{[1; 190]} = 40,43$	0,000	36,56 ± 7,5	$F_{[2; 84]} = 158,22$	0,000	14,86 ± 4,78	$F_{[1; 70]} = 24,12$	0,000
Espèces ligneuses	12,5 ± 3,8			18,5 ± 5,7			19,58 ± 3,22		

P < 0.05

RSM = richesse spécifique moyenne par placette

IV.3.2.2 Types biologiques et phytogéographiques

L'analyse des types biologiques montre la dominance des Thérophytes dans toutes les unités dégradées (47%), tandis que les Phanérophytes (Mégaphanérophytes) dominent dans les unités de végétation non dégradées (33%). Les Chaméphytes, les Hémicryptophytes et les Géophytes ont des taux < 10% toutefois, ils sont plus représentés dans les unités non dégradés (Figure 16).

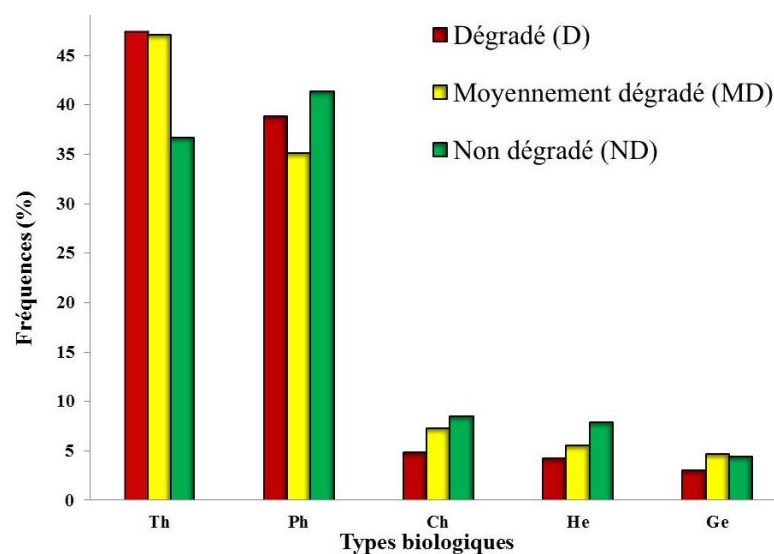


Figure 16: Types biologiques en fonction des états de dégradation

Légende: Th= Thérophyte; Ph = Phanérophytes; Ch = Chamaephyte; He= Hémicryptophyte; Ge = Géophytes

Quant aux types phytogéographiques, on note une prédominance des espèces à large distribution ou à distribution continentale (Paléotropicales, Pantropicales, Afro-tropicales Africaines, Afro-Américaines et Afro-Malgaches) dans les unités de végétation dégradées tandis les espèces soudaniennes et soudano-zambéziennes dominent dans les sites non dégradés (Figure 17).

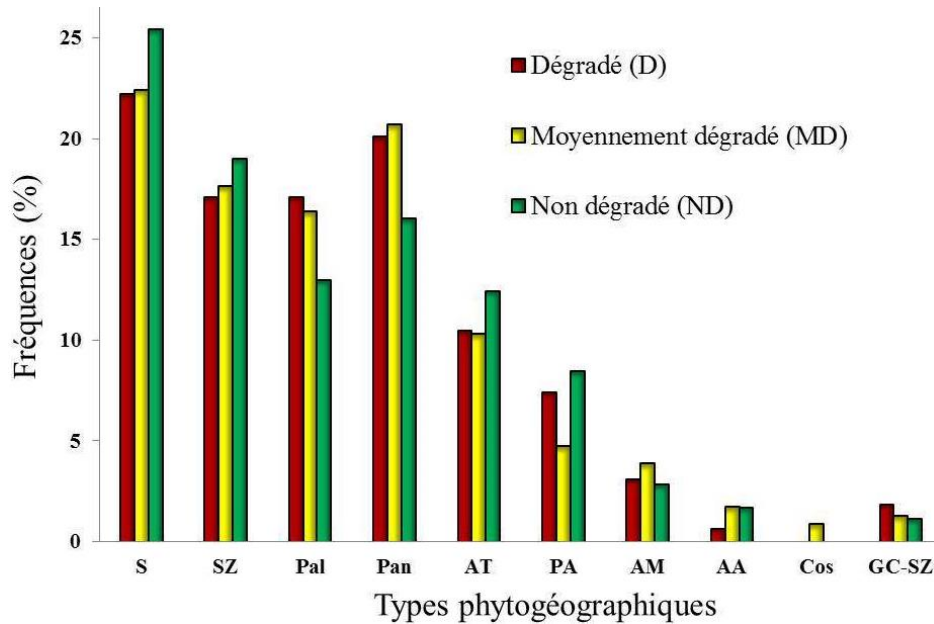


Figure 17: Types phytogéographiques en fonction des états de dégradation

Légende: S =soudanienne; SZ = Soudano-Zambéèenne; Pan= Pantropical; Pal= Paléotropical; AT= Afro-tropicale africaine; PA= Pluri-régionale africaine; AA= Afro-Américaine; AM= Afro-Malgache; Cos= Cosmopolite; GC-SG = Guinéo-Congolaise et Soudano-Guinéenne.

Les résultats du tableau XX confirment cette tendance, où les espèces pérennes sont significativement plus abondantes que les espèces annuelles dans les unités non dégradées et moyennement dégradées ($p < 0,05$). Par contre dans les unités de végétation dégradées, la différence entre les espèces pérennes et les espèces annuelles par placette n'est pas statistiquement significative ($p = 0,09$). Cela indique que la dégradation du milieu se traduit également par une fréquence élevée en espèces annuelles au détriment des espèces pérennes.

Tableau XX: Importance des espèces annuelles et pérennes suivant les états de dégradation

Types biologiques	États de dégradation								
	Dégradé			Moyennement dégradé			Non dégradé		
	RSM	F	P	RSM	F	P	RSM	F	P
Espèces annuelles	14,61	±		25,79 ± 5,75			10,03	±	
Espèces pérennes	3,79	$F_{[1; 90]} = 2,93$	0,09	$F_{[1; 84]} = 7,37$	0,00	8	3,02	$F_{[1; 70]} = 280,59$	0,000
	16,07 ± 4,35			29,28 ± 6,16			24,42	±	4,17

$P < 0,05$

RSM= richesse spécifique moyenne par placette

La composition en chorotype (Tableau XXI) confirme également cette tendance avec une représentation significativement plus grande en espèces soudanienne et en

espèces à distribution continentale, dans les unités non dégradées. Par contre dans les unités dégradées et moyennement dégradées, les espèces à large distribution dominent ($p < 0,000$).

Tableau XXI: Importance des chorotypes des suivant les états de dégradation

Chorotypes	États de dégradation								
	Dégradés			Moyennement dégradés			Non dégradés		
	RSM	F	P	RSM	F	P	RSM	F	P
Espèces Soudaniennes	8,78 ± 2,33			13,60 ± 3,27			12,00 ± 2,08		
Espèces à distribution continentale	9,89 ± 2,99	$F_{[2; 135]} = 13,23$	0,000	18,44 ± 3,67	$F_{[2; 126]} = 49,18$	0,000	13,61 ± 3,52	$F_{[2; 105]} = 25,34$	0,000
Espèces à large distribution	12,00 ± 3,68			23,02 ± 5,83			8,83 ± 2,91		

$P < 0.05$

RSM= richesse spécifique moyenne par placette

IV.3.2.3 Espèces caractéristiques des états de dégradation

Les résultats du test de Monte Carlo donnent les espèces caractéristiques des trois états de dégradation (Tableau XXII). Ainsi, les états dégradés sont caractérisés par des espèces comme *Shoenefeldia gracilis* Kuntch, *Aristida hordeacea* Kunth, *Acacia seyal* Del, *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst, *Setaria pumila* (Poir.) Roem. et Schult, *Balanites aegyptiaca* (L.) Del, *Brachiaria distichophylla* (Trin.) Stapf et *Loudetia togoensis* (Pilger) C.E. Hubbard. Les états non dégradés sont quant à eux caractérisés par la présence des espèces telles que *Andropogon gayanus* Kunth, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. C, *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth, *Combretum adenogonium* Steud. Ex. A. Rich, *Combretum molle* G. Don, *Ziziphus mucronata* Willd.

Tableau XXII: Espèces caractéristiques des états de dégradation et leurs valeurs indicatrices

	Espèces caractéristiques	IV	P value
États dégradés	<i>Shoenefeldia gracilis</i> Kuntch	84.3	0.001
	<i>Aristida hordeacea</i> Kunth	54.6	0.001
	<i>Acacia seyal</i> Del.	47.8	0.001
	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	40.2	0.001
	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. Et Schult.	37.9	0.001
	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	33.8	0.001
	<i>Brachiaria distichophylla</i> (Trin.) Stapf	31.8	0.001
	<i>Loudetia togoensis</i> (Pilger) C.E. Hubbard	28	0.001
États moyennement dégradés	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	77.2	0.001
	<i>Schizachyrium exile</i> (Hochst.) Pilger	72.1	0.001
	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	60.5	0.001
	<i>Sida urens</i> L.	60	0.001
	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	59.1	0.001
	<i>Hackelochloa granularis</i> (L.) Kuntze	57.4	0.001
	<i>Aristida kerstingii</i> Pilger	53.4	0.001
	<i>Cassia obtusifolia</i> L.	52.9	0.001
	<i>Spermacoce radiata</i> (DC.) Sierber ex Hiern	50	0.001
	<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E. Hubbard	48.8	0.001
	<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.	47.5	0.001
	<i>Waltheria indica</i> L.	44.8	0.001
États non dégradés	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	61.3	0.001
	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don) Benth.	49.3	0.001
	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. Ex. A. Rich.	45.1	0.001
	<i>Combretum molle</i> G. Don	43.6	0.001
	<i>Grewia cissoides</i> Hutch. & Dalz.	43	0.001
	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr.	40.1	0.001
	<i>Tephrosia bracteolata</i> Guill. & Perr.	39.2	0.001
	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	32.9	0.001
	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib. ex Holl.	30.9	0.003
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) W.D. C	27.5	0.001
	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	27.4	0.004
	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	27.3	0.008

IV: valeur indicatrice, test de Monte Carlo au seuil de 0,05

IV.3.3 Indice de dégradation (LDI) et les états de surface du sol

IV.3.3.1 Indicateurs de dégradation des terres liés aux états de surface

La régression pas à pas appliquée à l'ensemble des 11 indicateurs visuels liés aux états de surface des sols, a permis de retenir finalement 6 indicateurs pertinents pour discriminer les états de dégradation (Tableau XXIII). Les indicateurs d'états de surface qui ont été finalement exclus du modèle sont: la sévérité de l'érosion hydrique (exprimée par les griffes d'érosion telles que l'érosion en nappe, en rigole ou en

ravine), la pente, la fréquence des traces d'animaux et le taux de recouvrement en buissons.

Tableau XXIII: Sélection des indicateurs visuels discriminants les états de dégradation

Étapes	Variable	Label	Lamda de Wilks	F	p.value
1	Taux de recouvrement ligneux	TRTL	0.4615392	56.58318	5.18E-17
2	Taux de sol nu	BSOIL	0.3151456	37.50384	3.66E-23
3	Hauteur moyenne des arbustes	Hma	0.2828105	27.87961	9.23E-24
4	Plaquage sableux	SANDGV	0.250396	23.46282	1.03E-24
5	Affleurement résiduel	AFFRESID	0.2343155	19.82487	1.27E-24
6	Encroûtement	CRUST	0.217901	17.51452	1.06E-24

IV.3.3.2 Performances de la LDI

L'indice de dégradation des terres (LDI) discrimine parfaitement les trois états de dégradation des terres ($F_{[2; 403]} = 330,81$; $p=0,000$). La valeur moyenne de LDI des états dégradés est de $69,20 \pm 17,08$; celle des états moyennement dégradés est de $46,81 \pm 10,94$. Enfin, la valeur moyenne de LDI des états non dégradés est de $27,86 \pm 5,77$ (Figure 18).

L'analyse de la variance du modèle de régression multiple de la LDI est confirmé significatif ($p\text{-value} < 0,001$). La contribution relative de chaque variable au modèle est dans l'ordre de: taux de recouvrement ligneux (30,95%); taux de sol nu (20,52%); hauteur moyenne des arbustes (15,25%); plaquage sableux (12,84%); affleurement résiduel (10,85%) et encroûtement (9,58%).

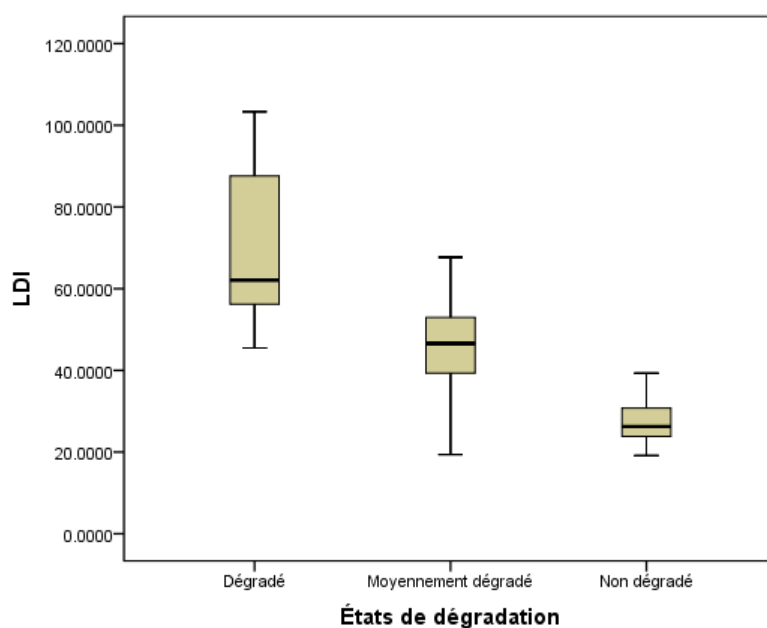


Figure 18: Discrimination des trois états de dégradation à l'aide de la LDI

Le but de la LDI étant de concevoir un outil de gestion des ressources forestières, une corrélation bivariée a été réalisée avec les paramètres de végétation ayant servi à discriminer les trois états de dégradation ci-haut. Les résultats montrent que la LDI est positivement corrélée avec l'enrichissement des sites en espèces herbacées. Inversement, la LDI est négativement corrélée avec la densité ligneuse des sites, la hauteur moyenne des arbustes, la surface terrière, la densité des individus en régénération et le taux de recouvrement de la strate herbacée (Tableau XXIV).

Tableau XXIV: Relation entre les variables de végétation discriminantes des états de dégradation et la LDI

Variables	Label	Coefficients de corrélation (r)
Densité en ligneux	DWOOD	-0,57*
Hauteur moyenne des arbustes	Hma	-0,44*
Surface terrière	STC	-0,37*
Richesse spécifique en ligneux	RSWOOD	-0,36*
Densité de la régénération	DREGN	-0,23*
Taux de recouvrement en herbacées	TRH	-0,19*
Richesse spécifique en herbacées	RSH	0,043

* La corrélation est significative au niveau 0,01
LDI: Land degradation index

IV.4 Discussion

IV.4.1 Structure des états de dégradation

Les états de dégradation des groupements végétaux peuvent être caractérisés par des paramètres de végétation (Figure 14). Les variables significativement discriminantes des états de dégradation sont le taux de recouvrement en herbacées, la hauteur moyenne des arbustes, la densité des ligneux, la richesse spécifique en herbacées, la richesse spécifique en ligneux, la surface terrière et la densité des individus en régénération. Les aires protégées (Figure 15) contiendraient les unités de végétation les moins dégradées caractérisées par une richesse spécifique moins élevée en herbacées et plus grande en ligneux, une densité élevée en ligneux, un taux de recouvrement en herbes et une surface terrière plus élevés. Hountondji (2008) a obtenu des résultats similaires dans des agrosystèmes du Bénin. Certaines des valeurs mesurées sur le terrain ne sont pas suffisamment pertinentes pour discriminer les trois états de dégradation. Il s'agit du taux de recouvrement en buissons, la hauteur moyenne des herbacées, le diamètre des ligneux, la hauteur moyenne des arbres, le nombre de branches et la richesse spécifique des individus en régénération.

L'analyse des structures canoniques (Tableaux IX et X) indique que l'axe 1 (Can1) est un gradient de dégradation. Cet axe explique 97% de la variance. Les états moyennement dégradés et dégradés sont caractérisés par une richesse spécifique élevée en herbacées (Figure 14). L'enrichissement spécifiques en herbacées des sites dégradés est établi par plusieurs auteurs (Devineau *et al.*, 1997; Bangirinama, 2010; Barima, 2010).

Les résultats indiquent l'impact des modes d'utilisation des terres sur la conservation/dégradation des ressources naturelles. En effet, les réserves de Pama et les ZOVIC sont bien conservées par rapport aux agrosystèmes environnants. A la différence des aires communales (aires de pâture, jachères) caractérisées par une grande hétérogénéité spécifique des herbacées, les aires protégées ont une grande richesse spécifique et une densité en ligneux élevées ainsi qu'un taux de recouvrement en herbacées important. Dans les écosystèmes du complexe W, des conclusions similaires relatives à l'impact positif des aires protégées sur la conservation des ressources végétales ont été faites par Nacoulma *et al.* (2011a) et Houessou (2012). D'autre part, Mayngone (2008) et Mayngone *et al.* (2008a) ont signalé le potentiel floristique important des réserves de Pama. L'analyse des classes de végétation à

l'aide de la matrice de confusion réalisée sur la base des paramètres de végétation mesurés sur le terrain, confirme l'influence des modes d'utilisation des terres sur leur dégradation/conservation. En effet, certaines formations végétales bien que distinctes du point de vue physiologique, présentent pour les paramètres mesurés, des valeurs propres assez proches (Tableau XIV). La dégradation affecte davantage les formations végétales des agrosystèmes que celles situées dans les aires protégées. Dans ces dernières, les savanes arborées et les forêts galeries sont les classes de végétation les plus affectées par les perturbations. La mutation des savanes arborées des aires protégées en savanes boisées pourrait s'expliquer par l'évolution historique des réserves de Pama où en 1984, plusieurs localités (Siétougou, Kalmama, Diagorgnima, Natiaboani) ont été déguerpies en vue d'étendre la réserve au-delà de ses limites initiales. Il en est de même pour l'année 1993 avec le déguerpissement d'une dizaine de hameaux de culture, soit près de 1000 habitants. Tout compte fait, la superficie des réserves de Pama a connu une augmentation de 23% de sa superficie (DFC, 2006; Kaboré, 2010). Ces jachères ont donc pu se transformer en formations denses (forêts claires ou savanes boisées) après la reclassification. Quant à la végétation ripicole des aires protégées, sa relative perturbation pourrait être due à l'impact des grands herbivores sauvages qui fréquentent assidument les zones humides en saison sèche à la recherche de l'eau, de l'herbe et de l'ombrage (Aarrestad *et al.*, 2011; Gandiwa *et al.*, 2011). Enfin, dans les parties anthropisées, les perturbations affectent les classes de végétation dense (forêts claires, forêts galeries et savanes boisées). Ce résultat déjà évoqué par Soulama *et al.* (2015b), corrobore les conclusions de Diallo *et al.* (2011) et Hountondji (2008) qui ont trouvé que la pression anthropique affecte davantage ces formations denses qui sont peu à peu transformées en savanes, voire en mosaïques champs-jachères.

Enfin, s'agissant de l'état des individus en régénération, les menaces qui les affectent sont d'ordre anthropozoïque et climatique. Les plantules abondantes en saison pluvieuse n'arrivent pas à traverser la longue période sèche, si elles ne sont pas simplement détruites par la faune herbivore (Ouédraogo, 2009; Savadogo *et al.*, 2007; Kaboré *et al.*, 2013).

IV.4.2 Caractéristiques écologiques des états de dégradation

La modification du milieu induite par la pression anthropique a un impact sur la composition floristique et la diversité floristique. En fonction de leur état de dégradation/conservation, les groupements végétaux sont identifiables à l'aide d'espèces caractéristiques (Tableau XXII). Les états dégradés sont caractérisés par des espèces comme *Shoenefeldia gracilis* Kuntch, *Aristida hordeacea* Kunth, *Acacia seyal* Del, *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst, *Setaria pumila* (Poir.) Roem. Et Schult, *Balanites aegyptiaca* (L.) Del, *Brachiaria distichophylla* (Trin.) Stapf et *Loudecia togoensis* (Pilger) C.E. Hubbard. Les états non dégradés sont quant à eux caractérisés par la présence des espèces telles que *Andropogon gayanus* Kunth, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. C, *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth, *Combretum adenogonium* Steud. Ex. A. Rich, *Combretum molle* G. Don, *Ziziphus mucronata* Willd. Fournier *et al.* (2001) et Houenou (2008) ont montré que des espèces telles que *Tephrosia pedicellata*, *Triumfetta rhomboidea*, *Spermacoce stachydea*, *Digitaria horizontalis*, *Schizachyrium exile*, *Dichrostachys cinerea*, sont indicatrices de milieux dégradés. Alors que *Andropogon gayanus*, *Andropogon schirensis*; *Andropogon tectorum*, sont des espèces indicatrices d'un bon état de conservation. Du reste, *A.gayanus*, est connu par les paysans soudaniens comme un bon indicateur de retour de fertilité (Somé *et al.*, 1998).

La richesse spécifique moyenne, l'indice de Shannon et de Pielou sont significativement plus élevés dans les unités moyennement dégradées que dans les unités non dégradées ou dégradées. Les milieux dégradés sont caractérisés par une relative modification de la flore au profit d'un enrichissement en espèces annuelles et en espèces à large distribution. Plusieurs auteurs ont montré qu'il existe une relation positive entre les indices de diversité et les changements floristiques et spécifiques des communautés végétales soumises à des perturbations (Magurran, 2004; Devineau *et al.*, 2009). Ainsi, des auteurs ont mis en évidence une augmentation de la biodiversité avec l'augmentation de l'anthropisation et de la pression pastorale (Liehoun *et al.*, 2006). Une pâture régulière et raisonnable en zone de savane enrichit les milieux (Hatfield and Davies, 2006; Bangirinama, 2010). L'enrichissement spécifique suite à une pâture modérée s'explique par l'apport de nutriments au sol par les fèces, l'importation des graines principalement d'adventices et d'espèces ligneuses du groupe des légumineuses par endozoochorie ou épizoochorie. Par ailleurs, il est

reconnu que la pâture en zone de savane stimule la productivité primaire en éliminant, par une défoliation partielle, les tissus les plus anciens qui freinent la photosynthèse (Daget and Godron, 1995 ; Devineau, 1999 ; Kièma, 2007). En somme, la forte hétérogénéité spécifique des états moyennement perturbés peut être expliquée par “l’hypothèse de la perturbation intermédiaire” qui prédit que dans la succession végétale, la richesse spécifique est plus élevée dans l’état intermédiaire que dans l’état final (Wilkinson, 1999; Grime, 2001).

Cependant, la résilience des écosystèmes présente une “limite d’élasticité” qui, une fois dépassée, peut conduire le système vers un nouvel état d’équilibre dérivé de l’écosystème original (Laycock 1991, Aronson *et al.*, 1995). C’est ainsi que lorsque la pression de pâture devient très importante, il se produit une succession au détriment des espèces pérennes appréciées qui sont remplacées par des espèces annuelles, à faible valeur pastorale (les phorbes), généralement des ubiquistes (Daget and Godron, 1995 ; Boutrais, 1996; Sawadogo *et al.*, 2005). Hoffmann (1985) regroupe les légumineuses herbacées et les autres espèces (non graminéennes) dans un seul groupe appelé «phorbes». La plupart des phorbes se révèle un indicateur de perturbation, même si leur participation à la biomasse est toujours faible. Ce sont en général des espèces non appréciées par le bétail en temps normal. Le prélèvement orienté favorise l’abondance relative des espèces non attrayantes (les phorbes) occasionnant une colonisation des milieux pâturés par celles-ci au détriment des graminées pérennes (Devineau, 1997; Sawadogo *et al.*, 2005; Bangirinama, 2010).

Bien que le bétail joue un grand rôle dans la modification des paysages savaniques, il n’est pas souvent le seul responsable des changements constatés. En général, il se produit une interférence des effets modificateurs des paysages où l’impact du bétail est associé à ceux du feu et des activités agricoles (Bartolomé *et al.*, 2000 ; Botoni, 2003). L’effet des feux est fonction des paramètres comme leur intensité, leur fréquence, la période (saison), du type de végétation et de la nature du sol (Sawadogo, 2005; Lavorel *et al.*, 2007). Tout comme la pâture, les feux modérés et précoces ont un effet régulateur sur la flore des savanes (César, 1991; Lavorel *et al.*, 2007). Mais les feux intenses et répétés homogénéisent la végétation en réduisant la richesse spécifique. Son effet est bien plus grand chez les ligneux que chez les herbacées qui disposent de bourgeons basiliaires (hémicryptophytes) ou de semences enfouies dans le sol (géophytes), pouvant repousser ou rejeter après le passage du feu (Fournier, 1991).

La relative faible perturbation des aires de conservation, notamment les réserves de Pama, ne saurait signifier que ces milieux sont à l'abri des perturbations anthropiques liées à l'agriculture, aux feux et au pâturage. Il existe encore de nos jours des villages entiers (enclaves) à l'intérieur de la réserve (Samboali, Madjoari, etc...). C'est la preuve que la pression foncière est particulièrement forte dans cette zone. Malgré les contrôles et les restrictions, les mauvaises pratiques agricoles sont difficilement maîtrisables (défrichements, utilisation d'herbicides, etc.). Par ailleurs, des auteurs ont montré que les populations pastorales environnantes des aires de conservations et les transhumants exploitent frauduleusement la pâture à l'intérieur de ces aires de conservation (Kiéma, 2007; Boutrais, 2008). Cette situation aura pour conséquences dans l'avenir d'accroître les risques d'échanges de pathologies diverses entre le bétail et la faune (Binot *et al.*, 2006; Boutrais, 2008).

IV.4.3 États de surface du sol et dégradation des terres

Très souvent, des paramètres élémentaires, caractérisables par de simples observations de terrain, sont utilisés comme indicateurs visuels de dégradation des terres (Casenave et Valentin, 1989; Ambouta *et al.*, 1996; Muchena *et al.*, 2005; Fatunbi, Fatunbi *et al.*, 2008). Ces indicateurs visuels concernent: la mise à nue du substrat avec affleurement de la roche mère, la perte des sols, les plaquages sableux et gravillonnaires, le piétinement du sol par le bétail, la sévérité de l'érosion (mise en évidence par les nappes, rigoles, ravins et ravines), le degré de la pente; l'apparition de pellicule de battance. L'indice de dégradation des terres (LDI) déterminé à partir de ces états surfaciques, discrimine bien les états de dégradation (Figure 18). Plus la valeur de cet indice est élevée (>50), plus le milieu est dégradé. La valeur moyenne de LDI des états non dégradés est autour de 27. Cet indicateur synthétique est établi sur la base des états surfaciques du sol. L'état de surface du sol reflète «l'état de santé du sol» (Casenave et Valentin, 1989; Boubacar *et al.*, 2013). La dégradation des caractéristiques biophysiques du sol sous l'action des facteurs anthropiques et naturels, empêchent l'infiltration de l'eau, accélèrent le ruissellement superficiel et handicapent aussi la germination des graines et la levée des plantules. La LDI est donc un indicateur pertinent de la dégradation ou de la régénération du milieu. Les milieux dégradés dans notre contexte sont identifiables par les états surfaciques tels que la faible couverture ligneuse, les plages de sols nus, la faible hauteur moyenne des arbustes, la fréquence de plaques de sable et de gravillons, les affleurements rocheux

et les pellicules de battance qui apparaissent au dessus du sol dénudé. Boubacar *et al.* (2013) a trouvé des résultats similaires dans la commune de Simiri au Niger en zone Sahélienne. Mais dans cette dernière étude, les croûtes pelliculaires avaient une grande contribution dans la définition des faciès dégradés. La relative contribution des pellicules de battance dans la présente étude s'explique par le climat de la zone d'étude qui est de type soudanien. La baisse de la couverture ligneuse a une forte contribution dans la dégradation des unités de végétation, suivi de l'apparition de sol nu. En général, la baisse du couvert végétal, suite à une grande pression anthropozoïque, entraîne celle de la régénération naturelle, de la biodiversité, de la matière organique du sol et de la pédofaune. La faible hauteur des arbustes est un indicateur pertinent dans un contexte où ces derniers dominent. Leur croissance est affectée par la pression des défrichements agricoles, du pâturage, des feux de savane et des péjorations climatiques.

Contrairement au modèle de LDI de Fatunbi *et al.* (2008), la pente, les traces de bétail et la sévérité de l'érosion ne sont pas des variables significatives dans la présente étude. Cela pourrait s'expliquer par la nature topographique de nos sites où les altitudes varient faiblement, excepté les bordures des cours d'eau (Mabyngone, 2008). De même, la faible contribution des traces d'animaux au modèle de LDI peut être due à la nature des sols qui sont pour la plupart sableux, donc peu susceptibles à l'impact du piétinement. Cependant, cet effet est susceptible d'être majeure si les sols continuent d'être dénudés et encroûtés (Fatunbi *et al.*, 2008). Quant à la sévérité de l'érosion hydrique, remarquable par les griffes d'érosion (rigoles, ravines), elle est relativement moins prononcée dans les formations végétales naturelles et secondaires de cette zone sauf aux abords des cours d'eau. Cependant, cette variable est également susceptible de devenir importante compte tenu de la pression anthropique qui dégrade le couvert végétal (PRIPODE, 2006; Soulama, 2015b). Les effets de l'érosion hydrique sont du reste remarquables par endroits, à travers l'encroûtement et les plaquages sableux et gravillonnaires. Morin (1993) affirme que l'encroûtement est une caractéristique assez commune des sols des pays sahéliens. Les croûtes empêchent la germination des graines et la levée des plantules (Casenave et Valentin, 1989; Ambouta *et al.*, 1996; Muchena *et al.*, 2005).

Pour preuve qu'elle constitue un bon outil numérique de management des écosystèmes, la LDI s'est avérée négativement corrélée avec les paramètres de végétation qui discriminent les états de dégradation (densité des ligneux, hauteur des

arbustes, surface terrière, richesse spécifique en ligneux, densité des régénérations et taux de couverture herbacée). En somme, l'indice de dégradation des terres (LDI) ainsi calculé apparaît comme un outil de synthèse capable d'intégrer des informations sur des fonctions de dégradation des terres et de révéler les changements observés aussi bien dans le temps que dans l'espace. Sa valeur est comprise entre 0 et 100 et une valeur supérieure à 50 désigne un seuil critique de dégradation des terres, qui nécessite des techniques de restauration ou de réhabilitation.

IV.5 Conclusion partielle

Cette étude a montré des changements dans les traits de végétation, la composition spécifique et la diversité structurale et fonctionnelle le long d'un gradient de dégradation des agrosystèmes. Au plan structural, une sélection de variables dendrométriques pertinentes a permis de discriminer trois faciès de dégradation des agrosystèmes de la zone. Sur le plan écologique, cette étude a montré que les états légèrement perturbés ont une hétérogénéité spécifique plus élevée que états de non dégradé et très dégradé, infirmant ainsi notre hypothèse 2 et corroborant "l'hypothèse de la perturbation intermédiaire". Les états dégradés sont caractérisés par un enrichissement en espèces annuelles et en espèces à large distribution. Ils sont également caractérisables par des espèces indicatrices. Enfin, une distinction des états de dégradation peut être établie sur la base des indicateurs visuels des états de surface tels que la faible couverture ligneuse, des plages de sols nus, une faible hauteur des arbustes, la fréquence de plaques de sable et de gravillons, les affleurements rocheux et les pellicules de battance qui apparaissent au dessus du sol dénudé. Ces indicateurs visuels ont permis d'établir un indice numérique synthétique qui permet une bonne discrimination des états de dégradation. L'indice de dégradation des terres (LDI) est un outil de synthèse permettant de révéler les changements observés dans les écosystèmes. Sa valeur est comprise entre 0 et 100 et une valeur supérieure à 50 désigne un seuil critique de dégradation des terres, qui nécessite des techniques de restauration ou de réhabilitation. Cette étude fournit des indicateurs d'états des écosystèmes et d'alerte sur leur niveau de dégradation de la biodiversité.

Les états de dégradation étant caractérisés, il apparaît nécessaire de voir les causes anthropiques de la dégradation des terres, notamment l'impact des modes d'utilisation des terres.

CHAPITRE V: IMPACT DES TYPES D'UTILISATION DES TERRES SUR LA COMPOSITION, LA DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET LA STRUCTURE DE LA VÉGÉTATION

V.1 Introduction

La dégradation des terres est l'un des plus graves problèmes environnementaux contemporains (UNCED, 1992; Adger *et al.*, 2000; Reynolds et Stafford Smith, 2002). Les facteurs anthropiques et climatiques affectent la structure, la distribution, la composition et le fonctionnement des communautés végétales (Dormann *et al.*, 2007; Cramer *et al.*, 2008). Dans le contexte du sud-est du Burkina Faso, les causes anthropiques directes de dégradation des terres sont l'agriculture et l'élevage extensifs, les feux de savane, l'exploitation du bois d'énergie et des essences végétales médicinales (Thiombiano, 1996; Hahn-Hadjali, 1998; Mbayngone, 2008; Nacoulma, 2012). Les activités agricoles sont dominées par la petite agriculture familiale faiblement mécanisée. Le coton constitue la principale culture de rente qui utilise les intrants agrochimiques. La combinaison de terres cultivées et pastorales (agro-pastoralisme) est très fréquente. L'élevage semi-nomade ou transhumant est pratiqué surtout par les Peulh (Sawadogo, 2011). D'autres activités comme la cueillette, le ramassage de bois de feu et l'exploitation des produits forestiers non ligneux (PFNL), sont menées pour la subsistance quotidienne des populations rurales (Thiombiano, 1996; Mbayngone, 2008).

Les TUT se réfèrent au but pour lequel les Hommes destinent les unités d'occupation du sol (Agrawal *et al.*, 2002). Ces changements d'occupation des sols suscités par les activités agropastorales provoquent des perturbations sur les systèmes écologiques (Brussaard *et al.*, 2007). Ils donnent des indications sur la nature du système agraire (Lambin *et al.*, 2003). Les types d'utilisation des terres dominants dans la zone d'étude sont les aires protégées ainsi que les terres agricoles et pastorales. Le choix d'un type donné d'utilisation des terres (TUT), peut dégrader les ressources naturelles. Ainsi, les sols cultivés puis abandonnés sont sujets à une plus grande érosion (Kakembo et Rowntree, 2002). D'autre part, les TUT comme le surpâturage, ont également une influence sur les nutriments du sol notamment le pool du carbone du sol (Zeidler *et al.*, 2002). Marzaioli *et al.* (2010) ont montré que la culture permanente sur un sol sans jachère, a un impact négatif et fort sur la qualité des sols tandis qu'un pâturage modéré ou une agriculture appliquant la technique de la couverture végétale du sol, sont des bonnes pratiques de conservation des terres.

Cependant, l'impact des types d'utilisation des terres sur les patrons de distribution de la biodiversité végétale est complexe. En effet, les types d'utilisation des terres usuelles en milieu rural, n'ont pas toujours un effet négatif sur la structure de la phyobiodiversité. Dans certains cas, la biodiversité des agrosystèmes complète celle des aires protégées et permet d'obtenir un plus grand spectre d'hétérogénéité spécifique (Nacoulma *et al.*, 2011a).

Au Burkina Faso, des études précédentes ont mis en évidence les effets sur la diversité, la structure et la composition des communautés végétales; du pâturage (Devineau *et al.*, 1999; Savadogo *et al.*, 2007; Sawadogo *et al.*, 2012); de l'agriculture (Mbayngone *et al.*, 2008a; Bognounou *et al.*, 2009; Nacoulma *et al.*, 2011a), du feu (Savadogo *et al.*, 2007; Zida *et al.*, 2007; Devineau *et al.*, 2010). Soulama *et al.* (2015 b) ont comparé la structure de la phytodiversité des berges des zones humides en fonction du statut de conservation. Nacoulma *et al.* (2010b) ont montré que la structure des populations de *Azelia africana* Sm. et *Pterocarpus erinaceus* Poir, dans la zone du sud-est du Burkina Faso, sont perturbées dans les aires communales et stables dans les aires protégées. Mbayngone (2008) a montré que la phytodiversité est mieux conservée dans les réserves de Pama par rapport aux agrosystèmes connexes. Cependant, l'évaluation spécifique de l'impact des principaux types d'utilisation des terres sur les ressources biologiques dans les réserves de Pama et leurs agrosystèmes connexes, n'a pas été faite. La connaissance des changements qui affectent les indicateurs de la diversité biologique selon les types d'utilisation des terres, est nécessaire pour la restauration ou la réhabilitation des écosystèmes naturels ou secondaires. L'objectif général de cette étude est d'analyser l'impact des principaux types d'utilisation des terres sur la diversité floristique. Spécifiquement, l'étude vise à (i) connaître la distribution d'abondance des espèces selon les modes d'utilisation des terres et (ii) analyser les changements dans la diversité structurale (alpha et bêta) et la diversité fonctionnelle (les types biologiques et les chorotypes), selon les types d'utilisation des terres.

Notre hypothèse est que les types d'utilisation des terres influencent la structure des communautés végétales.

V.2 Matériel et méthode

V.2.1 Collecte des données

Un échantillonnage stratifié et aléatoire basé sur le mode d'utilisation des terres a été utilisé. Les quatre principaux types d'utilisation des terres sont les réserves partielles de faune de Pama (RES), les forêts communautaires appelées Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétique (ZOVIC), les espaces ouverts contenant les mosaïques champs-jachères et les aires de pâturage (CA). Ces aires de pâturage concernent aussi bien les espaces de pâturage des villages, les pistes de transhumance du bétail, que les points d'eau d'abreuvement. Cent quatorze (114) relevés de végétation ont été effectués dans ces trois principaux types d'utilisation des terres.

Les relevés de la composante ligneuse (arbres, arbustes) ont été faits selon des placeaux de 50 m x 20 m, associées chacune à des placettes de 10 m x 10 m pour la strate herbacée. La méthode sigmatiste de Braun Blanquet (1932) a été utilisée pour les relevés. Sur chaque placette, les informations recueillies concernent (i) la liste exhaustive des espèces, (ii) l'abondance-dominance de chaque espèce, (iii) le type de végétation.

V.2.2 Analyse des données

V.2.2.1 Ordination des communautés et détermination des espèces caractéristiques

Une matrice de données constituée de 114 relevés phytosociologiques et de 332 espèces végétales a été soumise à une ordination. La classification hiérarchique des relevés en utilisant la distance de Sørensen (Bray-Curtis) a été réalisée sous le logiciel PC ORD 6.0 (McCune et Mefford, 2006). La caractérisation floristique a concerné les attributs tels que la richesse floristique moyenne en espèces, le spectre biologique, l'indice d'équitabilité de Pielou, les diversités α (indice de Shannon) et β (indice de Sørensen) des végétaux (Aronson *et al.*, 1995; Magurran, 2004).

“L'Indicator Species Analysis” a été utilisée pour calculer la valeur indicatrice de chaque espèce (Dufrêne et Legendre, 1997) et identifier numériquement les espèces caractéristiques de chaque groupement végétal à partir du test de Monte Carlo. Les espèces indicatrices sont représentées par celles ayant les plus grandes valeurs indicatrices et significatives au seuil de 0,05 (Bognounou *et al.*, 2009; Adomou *et al.*, 2009; Traoré *et al.*, 2011).

V.2.2.2 La diversité Alpha des communautés végétales

La diversité alpha (α -diversity) a été utilisée pour estimer la diversité intra-communautaire (Magurran, 2004, Marco, 2014). Les indicateurs de diversité alpha utilisés dans cette étude sont l'indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou, dont les formules ont été précisées au chapitre précédent. La richesse spécifique des communautés végétales a été déterminée en comptant le nombre d'espèces dans les relevés appartenant à chaque communauté végétale selon les types d'utilisation des terres.

V.2.2.3 La diversité beta des communautés végétales

La diversité beta (β -diversity) renseigne les changements inter-communautaires (Magurran, 2004). Elle a été utilisée pour déterminer les changements floristiques dans les communautés végétales, induits par les modes d'utilisation des terres. La bêta diversité est obtenue par l'équation (4) suivante:

β -diversité = 1 - l'indice de similarité de Sørensen

L'indice de Sørensen est obtenu par l'équation suivante:

$$C_s = \frac{2J}{2J + a + b}$$

Où a est le nombre d'espèces enregistrées seulement dans la communauté de plantes A; b est le nombre d'espèces enregistrées seulement dans la communauté de plantes B; et J est le nombre d'espèces enregistrées à la fois dans la communauté de plantes A et B. Les valeurs de la β -diversité vont de 0 (une similarité complète) à 1 (une absence de similarité).

V.2.2.4 Les types biologiques et les chorotypes

Les types biologiques sont déterminés sur la base des règles utilisées par Raunkiaer (1934). L'abondance de chaque type biologique est établie en utilisant la formule:

$$A_{TBi} = \frac{n_i}{S} \times 100$$

Où n_i = nombre d'espèces appartenant au type biologique i d'une communauté végétale donnée et S = le nombre total d'espèces dans la dite communauté.

Pour la composition chorologique, la classification de White (1983) reprise par Inoussa *et al.*, (2013) a été utilisée. Ainsi, les espèces ont été regroupées en espèces soudaniennes, en espèces à distribution continentale et en espèces à large distribution.

Les espèces à distribution continentale (CD) correspondent aux afro-malgaches (AM), afro-tropicales (AT), pluri-régionales africaines (PRA), soudano-zambéziennes (SZ), soudano-guinéennes (SG) et guinéo-congolaises (GC). Quant aux espèces à large distribution (LD), elles regroupent les espèces cosmopolites (Cos), les afro-américaines (AA), les pantropicales (Pan) et les paléotropicales (Pal).

V.2.2.5 Les modèles de distribution d'abondance des espèces

Plusieurs auteurs (Hill et Hamer, 1998; Magurran, 2004; Dajoz, 2006; Matthews et Whittaker, 2015) s'accordent sur le fait que les modèles de distribution d'abondances constituent d'excellents moyens pour détecter une perturbation des écosystèmes forestiers. Par ailleurs, ces modèles permettent de comparer des communautés liées à des types d'utilisation des terres différents. Trois modèles mathématiques sont couramment utilisés pour décrire l'organisation quantitative de l'abondance des espèces. Il s'agit des modèles log normale, log série et bâton brisé. Ces modèles permettent de traduire les relations fonctionnelles entre les espèces en rendant compte du partage des ressources entre les espèces du même habitat (Havyarimana *et al.*, 2013; Matthews et Whittaker, 2015). La distribution d'abondance des espèces des réserves de Pama, des ZOVIC et des aires communales (CA), a été comparée aux modèles de distribution log normale, bâton brisé et log série (Barima, 2010; Masharabu, 2010; Barima *et al.*, 2012). Selon le modèle log-normal, le nombre d'espèces attendues $S(R)$ dans la R -ième octave a été déterminé selon la relation:

$$S(R) = S_0 e^{-a^2 R^2}$$

Où S_0 est le nombre d'espèces attendues dans l'octave modale et le paramètre a est l'inverse de la largeur de la distribution. Les octaves sont des classes d'abondance variant en série géométrique de raison 2. La valeur du paramètre a est calculée selon la formule suivante :

$$a = \sqrt{\frac{\ln [S(0)]/S(R_{max})}{R_{max}^2}}$$

Où $S(R_{max})$ est le nombre d'espèces observées dans l'octave la plus éloignée de l'octave modale et $S(0)$ est le nombre d'espèces observées dans l'octave modale.

Le nombre d'espèces attendues, selon le modèle de distribution bâton brisé, a été déterminé selon l'équation suivante:

$$S(n) = [S(S-1)/N] \left(1 - \frac{n}{N}\right)^{S-2}$$

Où n est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante dans une classe considérée.

Le nombre d'espèces attendues selon le modèle de distribution log série a été calculé en utilisant les expressions ax , $2^{-1}ax^2$, $3^{-1}ax^3$, ..., $n^{-1}ax^n$ où ax est le nombre d'espèces ayant chacune un individu, $2^{-1}ax^2$ le nombre d'espèces ayant deux individus, $3^{-1}ax^3$ le nombre d'espèces ayant trois individus et ainsi de suite. Les variables x et a sont déterminées par itération à partir des équations suivantes:

$$\frac{S}{N} = [(1 - x)/x][\ln(1 - x)]$$
$$a = N \frac{(1 - x)}{x}$$

V.2.2.6 Analyses statistiques

Des tests d'analyses de variances ont été utilisés pour déterminer les différences entre les communautés végétales selon les types d'utilisation des terres. Un test χ^2 a été ensuite utilisé pour comparer la distribution d'abondances des espèces observées et la distribution d'abondances attendue pour les trois types de distributions testés (Masharabu, 2010; Barima *et al.*, 2012; Havyarimana *et al.*, 2013). Les logiciels R et SPSS 18.0 ont été utilisés pour ces analyses.

V.3 Résultats

V.3.1 Ordination des communautés végétales

Les résultats de la DCA appliquée à une matrice de 114 relevés x 332 espèces, montrent la répartition des communautés végétales en fonction des types d'utilisation des terres (Figure 19). L'ordination à l'aide de la DCA a montré une nette séparation entre les relevés effectués dans les réserves de Pama et provenant des ZOVIC et des jachères et autres espaces pâturés. Les relevés des forêts communautaires (ZOVIC) sont situés entre ceux de la réserve et des espaces agricoles.

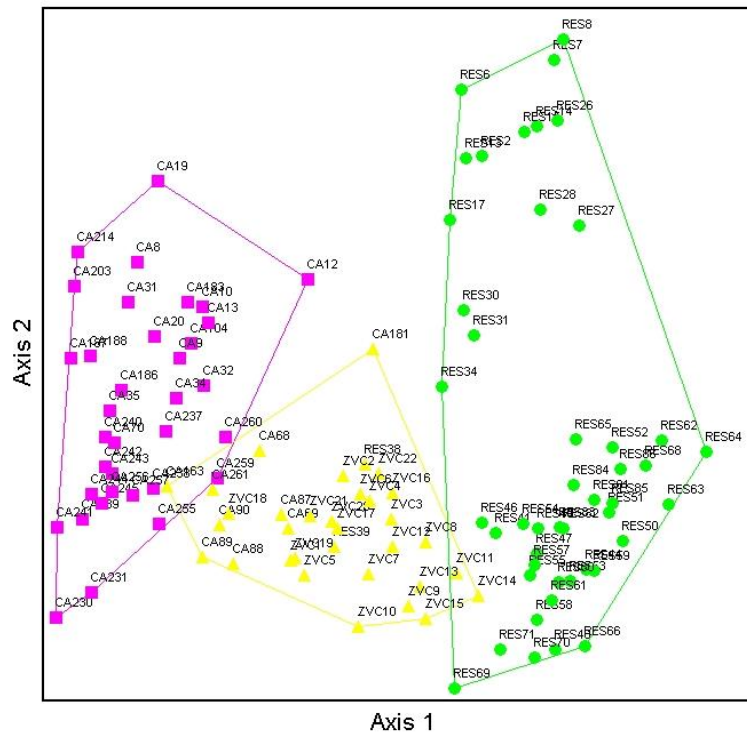


Figure 19: Diagramme d'ordination des communautés en fonction des types d'utilisation des terres

Légende: Aires communales (jachères et aires de pâturage = CA); Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétiques (ZVC); Réserves de Pama (RES)

Le tableau XXV donne les caractéristiques de l'ACP. Les deux premiers axes expliquent 46% de la variance totale.

Tableau XXV: Caractéristiques des axes

Axes	Valeur propre	Gradient	PVCE	Inertie totale
1	0,62	4,10	0,40	8,65
2	0,42	3,8	0,46	
3	0,30	2,95	0,52	

PVCE : Pourcentage de variance cumulée expliquée

V.3.2 Richesse spécifique des unités d'occupation des terres

Dans les 114 placeaux, 332 espèces appartenant à 56 familles et 195 genres, sont enregistrées. Au niveau des herbacées, les indices d'hétérogénéité spécifique (Richesse spécifique moyenne, indices de Shannon et de Pielou) sont plus élevés dans les ZOVIC et plus bas dans les réserves de Pama. Ces différences observées sont statistiquement significatives ($P < 0,05$). Au niveau de la composante ligneuse, la diversité spécifique est significativement plus élevée dans les ZOVIC suivi des

réserves de Pama. Elle est plus faible dans les aires communales (jachères, aires de pâturage) (Tableau XXVI).

Tableau XXVI: Variation de la diversité alpha des communautés végétales en fonction du type d'utilisation des terres

Strate végétale	Diversité alpha	Type d'utilisation des terres			Statistique	
		CA	RES	ZVC	F	P
Herbacée	Richesse spécifique moyenne	27,2±9,8	15,4±6,3	35,9±5,3	F _[2; 111] = 59,81	P < 0001
	Indice de Shannon de	2,4±0,4	1,7±0,4	2,6±0,2	F _[2; 111] = 47,86	P < 0001
	Indice de Pielou	0,72±0,07	0,66±0,11	0,73±0,06	F _[2; 111] = 6,78	P < 0002
Ligneuse	Richesse spécifique moyenne	12,3±4,5	18,1±4,7	23±5,3	F _[2; 111] = 34,95	P < 0001
	Indice de Shannon de	1,5±0,4	2,0±0,3	2,05±0,19	F _[2; 111] = 31,38	P < 0001
	Indice de Pielou	0,61±0,10	0,68±0,08	0,66±0,06	F _[2; 111] = 6,89	P < 0002
Totale	Richesse spécifique moyenne	39,5±13,04	33,6±9,6	58,9±7,8	F _[2; 111] = 41,77	P < 0001
	Indice de Shannon de	1,5±0,4	1,9±0,3	2,05±0,19	F _[2; 111] = 34,79	P < 0001
	Indice de Pielou	0,74±0,05	0,69±0,07	0,75±0,06	F _[2; 111] = 14,85	P < 0001

Aires communales (CA); Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétiques (ZVC); Réserves de Pama (RES)

V.3.3 Beta diversité entre les trois types d'utilisation des terres

Exprimées par la distance de Sorensen, les valeurs de la β -diversité vont de 0 (une similarité complète) à 1 (une absence de similarité). Le tableau XXXVII indique des valeurs de β -diversité > 0,66, ce qui traduit une absence de similitude entre les communautés végétales des trois TUT.

Tableau XXVII: Distances de dissimilarité de Sorensen entre les trois TUT

	CA	RES	ZVC
CA	0		
RES	0,7719	0	
ZVC	0,6617	0,7031	0

CA: jachères et aires de pâturage; ZVC: Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétiques ; RES: Réserves de Pama

V.3.4 Espèces caractéristiques des trois types d'utilisation des terres

L'analyse floristique basée sur les valeurs indicatrices des espèces végétales des unités d'occupation des sols (Annexe 3), révèle que *Piliostigma reticulatum*, *Balanites aegyptiaca*, *Acacia seyal*, *Setaria pumila*, *Digitaria horizontalis*, *Alysicarpus ovalifolius*, sont les espèces communes des espaces agricoles ouverts (jachères, espaces pâturés). Les espèces telles que *Grewia bicolor*, *Stereospermum kunthianum*, *Andropogon gayanus*, *Andropogon pseudapricus*, *Terminalia laxiflora*, *Pterocarpus erinaceus*, *Crossopteryx febrifuga*, *Rottboellia cochinchinensis*, *Hyparrhenia rufa*, *Indigofera dendroides* présentent une forte valeur indicatrice dans les réserves de Pama. Quant aux ZOVIC, les espèces caractéristiques sont: *Annona senegalensis*, *Terminalia avicennioides*, *Combretum collinum*, *Vitellaria paradoxa*, *Acacia dudgeoni*, *Triumfetta pentandra*, *Hyptis suaveolens*, *Pandiaka angustifolia*, *Brachiaria jubata* et *Spermacoce radiata*.

V.3.5 Types biologiques et composition chorologique des communautés végétales

La comparaison des types biologiques dans les trois types d'utilisation des terres montre que les réserves de Pama sont plus riches en Phanérophytes (52,65%) que les aires anthropisées (29,9%). Inversement, les aires anthropisées sont plus riches en Thérophytes (58,8%) que les Réserves de Pama (30,8%). Les ZOVIC se trouvent dans une situation intermédiaire entre les deux autres types d'utilisation des terres, en termes d'abondance des Thérophytes (48,8%) et des Phanérophytes (37,68%) (Figure 20).

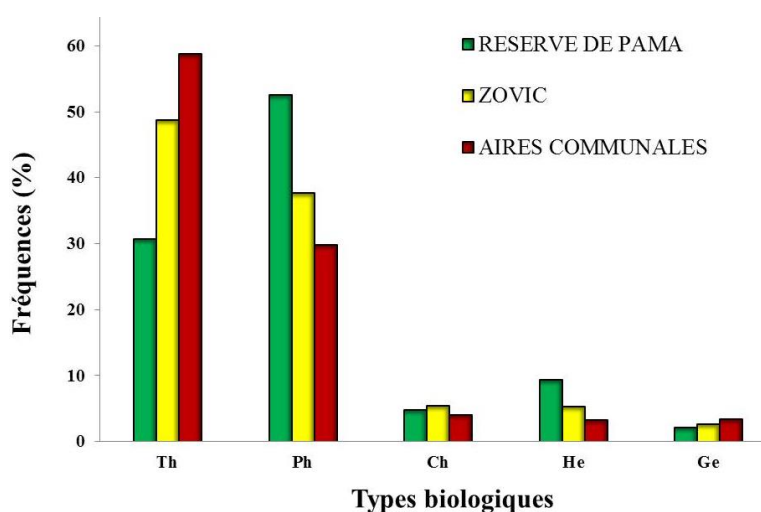


Figure 20: Types biologiques selon les types d'utilisation des terres

Légende: Th= Therophyte; Ph = Phanérophytes; Ch = Chamaephyte; He= Hemicryptophyte; Ge = Géophytes;

Les résultats du tableau XXVIII confirment cette tendance, où les espèces pérennes sont significativement plus abondantes ($RSM = 23,21 \pm 5,6$ espèces / placette) que les espèces annuelles ($RSM = 10,38 \pm 5,5$ espèces / placette) dans la réserve alors que c'est le contraire dans les aires anthropisées ($RSM = 16,11 \pm 7,01$ espèces pérennes contre $23,52 \pm 8,42$ espèces annuelles). Dans les ZOVIC, il n'y a pas de différence d'abondance significative entre les espèces annuelles et pérennes ($p = 0,44$). Quant aux autres types biologiques (Chaméphytes, Hémicryptophytes, etc.), les différences d'abondance ne sont pas significatives.

Tableau XXVIII: Importance des espèces annuelles et pérennes suivant les types d'utilisation des terres

Chorotypes	Types d'utilisation des terres								
	Jachères et espaces pâturés			Réserves de Pama			ZOVIC		
	moyenne	F	P	moyenne	F	P	moyenne	F	P
Espèces annuelles	23,52 ± 8,42	F _[1; 86] = 19,68	0,00	10,38 ± 5,5	F _[1; 94] = 129,9	0,000	28,77 ± 5,12	F _[1; 42] = 0,62	0,44
Espèces pérennes	16,11 ± 7,01			23,21 ± 5,6			30,14 ± 6,35		

P < 0,05

Concernant la composition chorotypique des communautés végétales, les espèces à distribution continentale et les espèces soudaniennes sont significativement plus dominants dans les réserves de Pama tandis que dans les aires anthropisées (jachères, aires de pâturage) et les ZOVIC, ce sont les espèces à large distribution qui dominent (Tableau XXIX, Figure 21).

Tableau XXIX: Importance des chorotypes suivant les types d'utilisation des terres

Chorotypes	Types d'utilisation des terres								
	Jachères et espaces pâturés			Réserves de Pama			ZOVIC		
	moyenne	F	P	moyenne	F	P	moyenne	F	P
Espèces soudaniennes	8,9 ± 3,4	F _[2; 123] = 25,95	0,000	11,1 ± 2,9	F _[2; 141] = 15,9	0,000	14,8 ± 2,3	F _[2; 141] = 21,39	0,000
Espèces à distribution continentale	13,2 ± 5,5			13,5 ± 4,2			21,3 ± 4,3		
Espèces à large distribution	17,6 ± 7,03			8,9 ± 4,5			22,8 ± 5,7		

P < 0,05

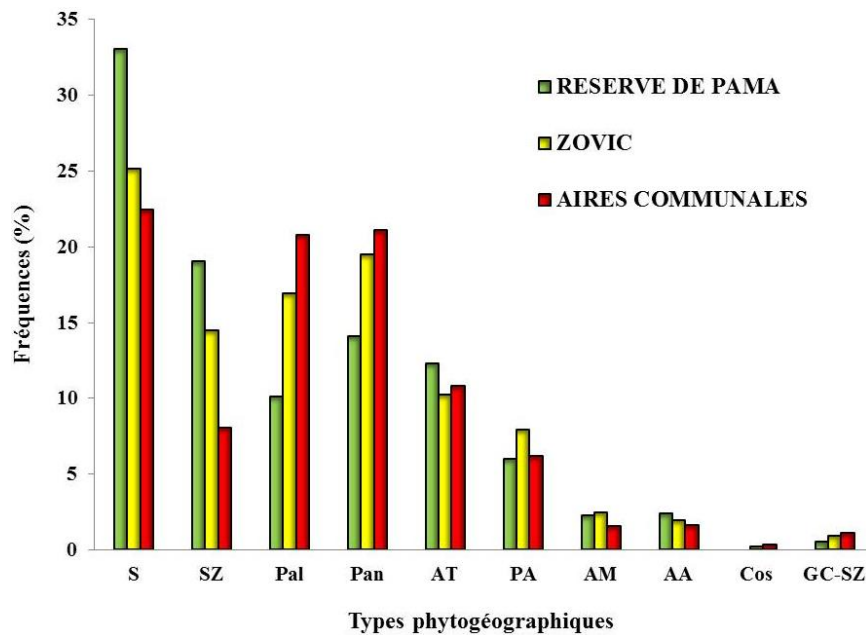


Figure 21: Types phytogéographiques selon les types d'utilisation des terres
 Légende: S = soudanienne; SZ = Soudano-Zambéenne; Pan= Pantropical; Pal= Paléotropical; AT= Afro-tropicale africaine; PA= Pluri-régionale africaine; AA= Afro-Américaine; AM= Afro-Malgache; Cos= Cosmopolite; GC-SG = Guinéo-Congolaise et Soudano-Guinéenne.

V.3.6. Distribution d'abondance des espèces

Les espèces inventoriées dans les trois types d'utilisation des terres sont réparties dans 6 à 7 classes d'abondance variant en série géométrique de raison 2. Dans les réserves de Pama et dans les ZOVIC, la distribution des espèces s'apparente à la distribution log-normale tandis que dans les aires communales, elle s'apparente à la distribution log-series (Figure 22).

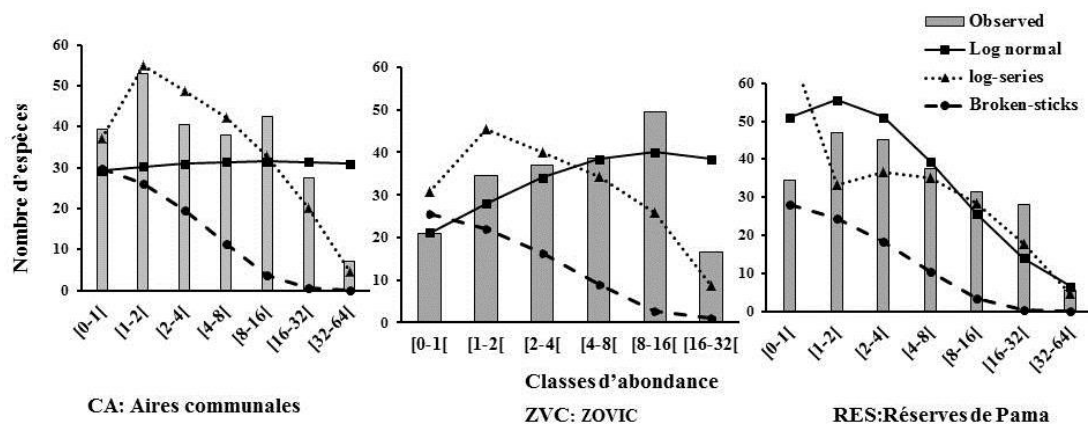


Figure 22: Distribution d'abondance des espèces végétales en fonction des types d'utilisation des terres
 Légende: Observed: abondance observée; Broken-sticks: modèle baton brisé

Le test de l'ajustement ($\chi^2 [1; 6] = 3,92, p > 0.05$) nous amène à admettre l'hypothèse nulle selon laquelle la distribution d'abondance des espèces dans les aires communales (jachères, aires de pâturage) ne diffère pas statistiquement du modèle de distribution log-séries. Par contre, dans les ZOVIC et dans les réserves de Pama, la distribution d'abondance des espèces est conforme au modèle log-normal ($p > 0,05$) tandis qu'elle diverge des modèles log-séries et bâton brisé (Tableau XXX).

Tableau XXX: Test chi-carré de la distribution d'abondance des espèces

	Jachères et pâturages		ZOVIC		Réserves de Pama	
	CA		ZVC		RES	
	Ddl	χ^2	ddl	χ^2	ddl	χ^2
Distribution Log-normal	6	24,51***	5	10,56 ns	6	9,18 ns
Distribution bâton brisé	4	31,62***	4	40,18***	6	29.59***
Distribution Log-series	6	3,92 ns	5	13,19*	6	17.72**

Seuil de significativité: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

V.4 Discussion

V.4.1 Changements dans les traits des communautés végétales

La pression anthropozoïque est plus exacerbée dans les agrosystèmes de la zone d'étude (Hahn-Hadjali, 1998; Soulama *et al.*, 2015b). Cela se reflète dans les résultats qui montrent une différence floristique notable entre les relevés des aires communales (jachères, aires de pâturage) et les réserves de Pama où cette pression est moindre. Les forêts communautaires (ZOVIC) subissent une pression anthropique intermédiaire car leurs relevés sont situés entre ceux de la réserve de Pama et des espaces agricoles. En effet dans ces ZOVIC, les activités de pâturage, de petite chasse et de prélèvement d'organes de plantes médicinales sont permises tandis que les feux de savane et la coupe du bois sont proscrits. La β -diversité montre l'existence d'une dissimilarité au niveau de la composition floristique entre ces trois types d'utilisation des terres. Ces résultats confirment l'influence de la pression anthropique sur la distribution de la diversité floristique (Adou *et al.*, 2011; Bondé *et al.*, 2013). Ils mettent en relief l'impact des perturbations anthropiques sur la végétation et la flore de cette zone, relevé par Mbayngone (2008); Naoulma *et al.* (2011a); Soulama *et al.* (2015a et b). S'agissant de la flore herbacée, l'enrichissement spécifique des agrosystèmes (jachères, aires de pâturage) corrobore les résultats de Nacoulma *et al.* (2011a).

Cependant, cette hétérogénéité spécifique des aires communales est décrite par d'autres auteurs comme étant le signe d'une dégradation (Liehoun et César., 2006). Une pâture régulière et raisonnable en zone de savane enrichit les milieux (Hatfield et Davies, 2006; Bangirinama, 2010). La régression des Hémicryptophytes dans les aires communales et les ZOVIC, traduit la pression pastorale (Houessou, 2012). Parmi les espèces caractéristiques des aires communales (jachères et aires de pâturage) et des ZOVIC on note une forte présence des espèces de milieux très pâturés ou des jachères. En effet, la forte présence de *Hyptis suaveolens* Poit est caractéristique de milieux pâturés (Aboh *et al.*, 2008). Par ailleurs, dans les jeunes jachères de moins de 6 ans, se développent les herbacées adventices messicoles comme *Eragrostis tremula* Hochst. ex Steud, *Digitaria horizontalis* Willd, *Pennisetum pedicellatum* Trin et *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Wild (Fournier *et al.*, 2001). Dans les réserves de Pama par contre, *Andropogon gayanus* Kunth, *Andropogon pseudapricus* Stapf, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. Clayton et *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf; présentent une forte valeur indicatrice. Les réserves de Pama peuvent être assimilées à une longue jachère subissant une faible pression. Dans ces conditions, elle permet le retour à la savane originelle dans un temps plus ou moins long (Fournier *et al.* 2001). Le Mire Pêcheux *et al.* (2000) notent que, dans les vieilles jachères de plus de 20 ans, le milieu réunit alors les conditions biologiques les plus favorables au retour des savanes reconstituées ou proches de l'être dans lesquelles les herbacées vivaces comme *Andropogon gayanus* Kunth, *Andropogon chinensis* (Nees) Merrou, *Schizachyrium sanguineum* (Retz.) Alston; sont dominantes ou déjà bien présentes. Le genre *Andropogon* est beaucoup utilisé par les riverains de la réserve (Kaboré, 2010). Cela confirme les observations de Le Mire Pêcheux *et al.* (2000) à propos de l'impact négatif de la pression agricole et pastorale sur la régénération du genre *Andropogon*, qui a fortement diminué dans les aires anthropisées. Le raccourcissement du temps de jachère et la pression pastorale induisent une succession secondaire qui remanie le tapis herbacée des espaces non protégés. Par ailleurs, au niveau de la strate ligneuse, les espèces telles que *Pterocarpus erinaceus* Poir, *Stereospermum kunthianum* Cham, *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth, qui caractérisent la réserve sont fortement en régression dans les aires anthropisées.

En somme, des espèces indicatrices peuvent servir à déterminer l'impact des TUT sur la dégradation des terres.

V.4.2 Dégénération de la biodiversité des agrosystèmes

Nos résultats montrent qu'au niveau de la composante ligneuse, les aires protégées (réserves de Pama et ZOVIC) ont une hétérogénéité spécifique plus grande que les aires communales (jachères, aires de pâturage). Ce résultat est en accord avec ceux de Mbayngone (2008), Sani *et al.* (2013) et Soulama *et al.* (2015a); qui ont comparé la flore des milieux protégés et des milieux ouverts. Mais nos résultats sont contraires à ceux de Paré *et al.* (2009) et Nacoulma *et al.* (2011a), qui ont trouvé une plus grande hétérogénéité spécifique de la composante ligneuse dans des aires communales comparativement aux aires protégées. Cette différence peut-être liée aux conditions environnementales (types de sol, topographie, ...) et aux modes de gestions spécifiques des ligneux des aires communales (jachères, aires pâturées).

Mbayngone *et al.* (2008a) ont déjà signalé le potentiel floristique important des réserves de Pama. Les faibles indices de diversité de la strate ligneuse au niveau des aires communales (jachères, aires de pâturage) traduisent la pression agricole et pastorale dans cette zone. Les jachères sont devenues plus courtes; ce qui ne permet pas la régénération de la strate ligneuse. De plus le pâturage dégrade les agrosystèmes en exerçant une pression sélective sur certaines espèces ligneuses appréciées en saison sèche (Kagoné *et al.*, 2006a et b). C'est ainsi que les individus en régénération n'arrivent pas à survivre aux menaces des herbivores et à la sécheresse (Savadogo *et al.*, 2007). Enfin, pour leurs besoins (médicaments, alimentation, artisanat, etc.) les populations opèrent une sélection de certaines espèces préférées (Lykke *et al.*, 2004; Zizka *et al.*, 2015). A l'inverse, sont conservées dans les systèmes agricoles les espèces ayant un potentiel économique comme *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn, *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. ex G. Don f, *Adansonia digitata* L, *Bombax costatum* Pellegr. & Vuill, *Tamarindus indica* L, etc. (Bondé *et al.*, 2013).

Au niveau de la composante herbacée, la richesse spécifique moyenne et les indices de diversité alpha sont plus élevés dans les aires communales et dans les ZOVIC que dans les réserves de Pama. Devineau *et al.* (1997) observent que si l'évidence d'un lien entre les strates ligneuse et herbacée s'impose, il n'en demeure pas moins que leurs réactions aux différentes conditions du milieu sont souvent différentes. A la différence des ligneux qui sont des indicateurs de périodes plus longues, les herbacées rendent mieux compte des variations temporaires locales du milieu, dues à l'activité humaine. La flore herbacée traduit davantage le gradient de perturbation anthropique

en définissant clairement un gradient d'utilisation des terres. Les aires communales sont les plus dégradées car des auteurs ont montré que les milieux dégradés sont caractérisés par une plus grande richesse spécifique en herbacées, une dominance des espèces annuelles et à large distribution (Bangirinama, 2010; Hoessou, 2012). Les forêts communautaires (ZOVIC) seraient dans un état de perturbation intermédiaire ce qui confirme l'hypothèse de la "perturbation intermédiaire". En effet, cette hypothèse stipule que durant la succession végétale, la richesse spécifique est plus élevée dans le stade intermédiaire (Grime, 2001). La pression pastorale s'exerçant sur ces unités (ZOVIC) en saison sèche, pourrait expliquer leur niveau de perturbation relative. Plusieurs auteurs ont mentionné (chapitre III) l'enrichissement spécifique des milieux modérément dégradés par la pression pastorale (Liehoun *et al.*, 2006, Hatfield et Davies, 2006; Bangirinama, 2010). En somme, les modes d'utilisation des terres influencent la distribution de la flore herbacée dans le sens d'une plus grande hétérogénéité spécifique des milieux dégradés.

V.4.3 Groupes fonctionnels et types d'utilisation des terres

Les résultats confirment l'existence d'un gradient de diversité floristique en fonction des types d'utilisation des terres. Les aires communales (jachères et aires de pâture) sont plus dégradées que les réserves de Pama; les ZOVIC seraient dans une position de dégradation intermédiaire. En effet, par rapport aux réserves de Pama, les aires communales sont plus abondantes en Thérophytes, en espèces annuelles et de large distribution ou de distribution continentale. A l'inverse, les réserves de Pama sont plus riches en Phanérophytes, en espèces pérennes et en espèces soudanaises. Les ZOVIC renferment un mélange de la diversité des réserves de Pama et des aires communales adjacentes. Ces informations confirment l'hypothèse de la "perturbation intermédiaire" (Grime, 2001). L'enrichissement spécifique des ZOVIC suite à une pâture modérée s'explique par l'apport de nutriments au sol par les fèces des animaux, l'importation des graines principalement d'adventices et d'espèces ligneuses du groupe des légumineuses par endozoochorie ou épizoochorie. Par ailleurs, il est reconnu que la pâture en zone de savane stimule la productivité primaire en éliminant, par une défoliation partielle, les tissus les plus anciens qui freinent la photosynthèse (Daget et Godron, 1995 ; Devineau, 1999 ; Sawadogo *et al.*, 2005; Kièma, 2007). Les effets de la pâture doivent être relativisés car nous sommes dans un contexte de pâture libre, où très souvent, il y a une interaction entre divers facteurs anthropiques

(agriculture, pâture, feux, etc.). Par exemple les ZOVIC qui sont pâturés sont également des vieilles jachères. Cependant, leur mode d'utilisation (interdiction de coupe de bois et de feux de végétation) laisse voir une différence dans la distribution des espèces d'avec les deux autres types d'occupation des terres. Dans les aires communales, les espèces messicoles (adventices annuelles) ont pris place au détriment des graminées pérennes endémiques des savanes et caractéristiques de milieux stables (Daget et Godron, 1995 ; César, 2005). C'est ce qui justifie que dans ces types d'occupation des sols, les espèces annuelles soient plus abondantes que celles pérennes, et que les espèces à large distribution dominent celles soudaniennes et celles à distribution continentale. D'autres auteurs ont constaté l'augmentation des espèces annuelles et à large distribution en cas de dégradation (Fatunbi *et al.*, 2008; O'Connor *et al.*, 2011). En somme, nous pouvons conclure que dans le contexte de notre zone d'étude, les chorotypes et les types biologiques et phytogéographiques sont des indicateurs pertinents pour la gestion des ressources naturelles. Ils peuvent servir à mettre en évidence l'impact des TUT sur la dégradation des écosystèmes.

V.4.4 Bonne distribution d'abondance des espèces des aires protégées

Dans les aires protégées (réserves de Pama et ZOVIC) la distribution d'abondance des espèces est conforme au modèle de distribution log-normale. Ce modèle caractérise les communautés bien distribuées en équilibre dans un environnement homogène (Masharabu *et al.*, 2011; Barima *et al.*, 2012). L'écart d'avec ce modèle traduit une rupture d'équilibre. C'est le cas dans les aires communales (CA) où la distribution d'abondances des espèces observées s'apparente au modèle log-séries. La distribution log-séries traduit la présence d'un nombre élevé d'espèces rares (Magurran et Henderson, 2003; Yin *et al.*, 2005). Elle est caractéristique des écosystèmes marqués par une répartition inéquitable des ressources, ce qui engendre une répartition déséquilibrée des individus entre les espèces. Le peu de ressources disponibles sous ces conditions, est accaparé par un petit nombre d'espèces qui parviennent à adopter des stratégies de résistance face à ces perturbations. Par conséquent, un nombre élevé d'espèces moins abondantes ne sont pas compétitives et sont reléguées aux endroits défavorables. Ces résultats sont conformes à ceux d'auteurs récents qui ont décrit une distribution log-série dans des écosystèmes perturbés au Burundi (Masharabu, 2010; Havyarimana *et al.*, 2013) et en Côte d'Ivoire (Barima *et al.*, 2012). Les modèles de distribution d'abondance sont des outils pertinents de gestion des écosystèmes car ils

permettent de mesurer l'impact des perturbations sur la biodiversité (Matthews et Whittaker, 2015). Dans le contexte du Sud-Est du Burkina Faso, ils peuvent être utilisés comme indicateurs d'alerte pour le management de la biodiversité des aires protégées (Parcs; réserves; ZOVIC).

V.5 Conclusion partielle

Cette étude a montré des changements dans la diversité floristique selon un gradient d'utilisation des terres confirmant ainsi l'hypothèse 3. Les réserves de Pama constituent l'unité d'occupation la moins dégradée au contraire des aires communales (jachères, aires de pâture). Les ZOVIC seraient dans une situation de dégradation intermédiaire. La dégradation des agrosystèmes de cette zone d'étude est fonction de la pression anthropique qui s'exerce sur eux. Les changements d'état qui caractérisent ces trois types d'utilisation des terres concernent aussi bien la diversité structurale (indices de diversité alpha et bêta) et la diversité fonctionnelle (spectres biologique et phytosociologique). Les modèles de distribution d'abondance utilisés confirment l'impact des types d'utilisation des terres sur la phytodiversité.

Les unités d'occupation des terres non dégradées sont caractérisées par une distribution d'abondance log-normale, une abondance des espèces pérennes et d'endémisme soudanien. Au contraire, les unités dégradées sont caractérisées par une distribution d'abondance log-séries, un enrichissement spécifique en espèces herbacées, une prédominance des espèces annuelles et des espèces à large distribution ou à distribution continentale.

En somme, les espèces indicatrices des états de dégradation, les indices de diversité alpha et bêta, les chorotypes et les types biologiques et phytogéographiques ainsi que les modèles de distribution d'abondance des espèces sont des outils pertinents dans notre contexte d'étude pour la gestion des ressources biologiques. Ils fournissent des indicateurs d'état et d'alerte sur l'état de dégradation des écosystèmes, permettant ainsi de prendre des décisions de réhabilitation, de réaffectation ou de restauration.

Les types d'utilisation des terres ont assurément un impact sur la dégradation de la flore de la zone d'étude. Qu'en est-il de la flore humide des berges des zones humides protégées et non protégées?

CHAPITRE VI:IMPACT DE LA CONSERVATION SUR LA DYNAMIQUE DE LA FLORE ET DE LA VEGETATION DES ZONES HUMIDES DU SUD-EST DU BURKINA FASO

VI.1 Introduction

Dans les régions arides et semi-arides, les zones humides sont des écosystèmes capitaux et complexes qui requièrent une bonne connaissance pratique de leurs fonctions, dans le but de leur gestion durable (Stevenson et Frazier, 1999; Van Vessem, 1999). Selon la convention de Ramsar, les zones humides comprennent les marais, les cours d'eau permanents ou temporaires ainsi que leurs berges (Ramsar, 2013). La végétation des zones humides comprend les forêts semi-décidues, les forêts boisées et les savanes, sur les berges des rivières, des ruisseaux et cours d'eau plus ou moins permanents. Au plan de la microtopographie, Sambaré *et al.* (2010, 2011) distinguent trois différents types de micro-sites correspondant aux habitats spécifiques de la biodiversité des zones humides. Ce sont les lits des cours d'eau où la durée de l'inondation est plus ou moins longue, les berges où la durée de l'immersion est moyenne et, les écosystèmes adjacents qui sont rarement inondés.

Les zones humides ont une grande valeur écologique (Chillasse *et al.*, 2001, Ramsar, 2013). Ce sont des écosystèmes qui jouent un grand rôle dans le contrôle et la régulation de fonctions environnementales complexes (Naiman *et al.*, 2010). L'originalité structurale de ces paysages est due aux sédiments transportés vers les rivières, qui y sont déposés, et au microclimat spécifique induit par les inondations et l'eau (Natta, 2003; Naiman *et al.*, 2008). Dans bien de cas, ces sites des zones humides sont sacrés et donc protégés par les coutumes (Sokpon et Agbon, 1999; Savadogo *et al.*, 2013). La végétation des paysages des zones humides protège les berges contre l'érosion hydrique et éolienne, régule la qualité de l'eau, le dépôt des sédiments et contribue à la conservation de la diversité biologique (Belem, 2001, 2008; Naiman *et al.*, 2008). Outre les services écologiques qu'ils procurent, les écosystèmes des zones humides sont reconnus avoir une haute valeur socio-économique. Ils fournissent des produits ligneux et non ligneux aux populations (Natta, 2003). Cependant, cette végétation semi-décidue est pâturée en saison sèche par le bétail (Savadogo *et al.*, 2007).

Les zones humides sont classées comme des écosystèmes en voie de disparition, particulièrement dans les pays sahéliens (Boukpepsi, 2003; Kaboré *et al.*, 2013). Beaucoup de forêts galeries situées hors des zones protégées sont défrichées pour

l'agriculture ou les activités maraîchères (Fontes et Guinko, 1995). On note une augmentation des aménagements agricoles dans les zones humides comme les bas-fonds (SP/CONEDD, 2010). En raison de leur végétation relativement dense, ces zones sont moins affectées par les feux. Étant donné que ces zones humides renferment une grande richesse biologique, elles font l'objet d'attraction de la part des populations locales ce qui accélère leur dégradation (Dans, 2009; Savadogo *et al.*, 2007). Dans un contexte de pression anthropogénique et de menaces pesant sur les zones humides, les connaissances insuffisantes relativement à leurs fonctions et produits, limitent les efforts de conservation de ces écosystèmes (Wetlands International, 2003; Stevenson et Frazier, 1999). L'impact des variations climatiques (sécheresses ou inondations prolongées des berges) ou les pressions anthropiques (agriculture, élevage, coupe du bois) dégradent la structure des communautés végétales. Ces perturbations ont pour effets de menacer la biodiversité et de réduire la résilience écologique (Sumina, 1994; Hubbell *et al.*, 1999; Assogbadjo et Sinsin, 2002). La caractérisation de la biodiversité est un moyen sûr pour analyser la dégradation des terres et pour identifier des stratégies de conservation (Pueyo *et al.*, 2006). Les analyses floristiques peuvent révéler les perturbations anthropiques (Liu *et al.*, 2009). De plus, la distribution spatiale des communautés végétales dépend de relations complexes entre les facteurs environnementaux et humains (Hamilton, 2005; Frontier, 2008; Dossou, 2012).

Au Burkina Faso, plusieurs études ont porté sur la végétation ripicole (Belem, 2001, 2008; Savadogo *et al.*, 2007; Sambaré *et al.*, 2010, 2011; Kaboré *et al.*, 2013). Elles ont concerné la distribution de la végétation selon les secteurs phytogéographiques (Fontes et Guinko, 1995), l'établissement des caractéristiques taxonomiques et structurales de certaines de ces végétations (Belem, 2001; 2008; Da, 2006), l'impact de l'orientation de l'écoulement sur la flore des forêts ripicoles (Kaboré *et al.*, 2013), l'analyse de la diversité végétale des forêts ripicoles selon la nature du cours d'eau, la microtopographie et le secteur phytogéographique (Sambaré *et al.*, 2010; 2011). Même si la biodiversité des forêts ripicoles a été étudiée, il existe encore des points d'ombre sur l'impact du statut de la conservation sur la phytodiversité des zones humides à une échelle locale.

L'objectif de la présente étude est de comparer la diversité et la structure des communautés végétales des berges des cours d'eau des zones humides des aires

protégées et non protégées. Notre hypothèse est la structure des communautés végétales des zones humides varie en fonction de leur statut de conservation.

VI. 2 Matériel et méthodes

VI.2.1 Récolte des données

Deux sites ayant des statuts de conservation différents, ont fait l'objet de relevés phytosociologiques et dendrométriques. Le premier site est représenté par les réserves partielles de faune de Pama, qui sont surveillées et reconnues protégées des activités anthropiques. Le second site est constitué par la végétation des rebords de galeries des aires non protégées. Les données floristiques et de végétation ont été récoltées durant les campagnes de 2011 et 2012, vers la fin de la saison pluvieuse (septembre-octobre). Dans chaque site, les relevés phytosociologiques ont été effectués dans des placeaux de 50 m × 20 m pour les ligneux avec des placettes de 10 m × 10 pour l'inventaire des herbacées et 5 m × 5 m pour le comptage des individus en régénération (Ouédroago *et al.*, 2006; Kaboré *et al.*, 2013). Ont été considérés comme ligneux adultes, les individus ayant un diamètre à hauteur de poitrine (dhp) ≥ 5 cm. Toutes les espèces ont été enregistrées suivant la nomenclature appliquée par *International Plant Names index* (www.ipni.org).

VI.2.2 Analyse de la diversité spécifique

L'analyse factorielle par la méthode de la DCA (Detrended analyse des correspondances) a d'abord été réalisée en utilisant le logiciel PCord 6.0. La DCA est une technique d'analyse des gradients environnementaux. Elle a l'avantage de corriger l'effet de "fer à cheval" et la tendance à comprimer les extrémités des axes par rapport à leur environnement (Kevin *et al.*, 2000; Bouxin, 2008).

La diversité floristique a été analysée grâce à l'indice de diversité de Shannon–Weiner diversity (H'), l'indice de l'équitabilité de Pielou evenness (E), l'indice de similarité de Sorensen (C_s) et les spectres biologiques et phytogéographiques. Ces indices sont définis selon les équations décrites au chapitre IV.

VI.2.3 Fréquence des espèces et espèces diagnostiques

La structure des fréquences a été déterminée sur la base des fréquences d'occurrence spécifiques. La fréquence d'occurrence d'une espèce donnée par le ratio, exprimé en

termes de pourcentages, du nombre de relevés où la dite espèce est notée sur le total du nombre de relevés (Dajoz, 2006).

$$F = \frac{P_a}{P} \times 100$$

F est la fréquence d'occurrence de l'espèce, P_a est le nombre total de relevés contenant une espèce particulière, P est le nombre total de relevés.

Dajoz (2006) distingue trois groupes d'espèces selon leurs fréquences d'occurrence: les espèces du premier groupe sont dites constantes (ou espèces communes) lorsqu'elles se retrouvent dans au moins 50% des relevés de la même communauté. Les espèces du second groupe ou espèces accessoires, se retrouvent entre 25 et 49% des relevés. Enfin les espèces accidentelles sont celles qui ont une fréquence d'occurrence inférieure à 25% (Dajoz, 2006).

Les espèces diagnostiques ou caractéristiques sont identifiées par la détermination de leur fidélité grâce à la méthode de Dufrene et Legendre (1997). Le concept d'espèces ``diagnostiques'' mesure la co-occurrence des espèces dans les unités de végétation. C'est un concept étroitement associé à celui de la fidélité. Le concept de fidélité, proposée par Bruellheide (2000), résulte d'une comparaison entre les mesures des fréquences des espèces observées dans les unités de végétation (Chytry *et al.*, 2002; Willner *et al.*, 2009).

VI.2.4 Analyse des structures de la végétation

Les paramètres de structure utilisés dans la présente étude sont l'abondance des espèces, la densité et la surface terrière des ligneux dont le dbh ≥ 5 cm. En outre, l'inventaire quantitatif des individus en régénération (dbh < 5 cm), est basé sur le comptage des individus et la mesure de leur hauteur. La surface terrière est déterminée selon la formule développée au chapitre III. Les données de dbh ont été groupées en classes de diamètre d'intervalle régulier de 5 cm. Les densités par classes de diamètres et par régime de conservation des zones humides, ont par la suite été calculées. Le modèle de distribution théorique de Weibull a été utilisé pour évaluer la structure de la végétation. La forme observée a été ajustée aux trois paramètres de Weibull (Rondeux, 1999):

$$f(x) = \frac{c}{b} \left(\frac{x-a}{b} \right)^{c-1} \exp \left[- \left(\frac{x-a}{b} \right)^c \right]$$

où x est le diamètre des arbres; a = la position du paramètre ($a= 5$ cm); b = le paramètre d'échelle lié à la valeur centrale du diamètre; c = le paramètre de forme de la structure.

Pour chaque type de zone humide, le dbh a été utilisé pour estimer le paramètre b et c de l'équation ci-dessus, à l'aide de la méthode du maximum de vraisemblance. L'ajustement de l'histogramme à la distribution de Weibull a permis de décrire et d'interpréter la structure diamétrique des peuplements des berges des zones humides situées dans les aires protégées et hors des aires protégées. Cette méthode est communément utilisée en foresterie en raison de son usage flexible (Bonou *et al.*, 2009; Ouédraogo *et al.*, 2013). Le logiciel MINITAB 14 a été utilisé pour cette analyse de la structure diamétrique des peuplements, et des tests ANOVA ont servi à comparer les groupes.

VI.3 RESULTATS

VI.3.1 Composition floristique, diversité et formes de vie

Les résultats de la DCA appliquée à une matrice de 60 relevés \times 329 espèces, montrent la répartition des communautés végétales des berges des zones humides en fonction du statut de conservation. Les 60 placeaux inventoriés dans les berges des zones humides sont réparties en deux groupes (Figure 23). La partie droite regroupe les placeaux des zones humides protégées, tandis que la partie gauche assemble les placeaux provenant des zones humides des parties anthropisées.

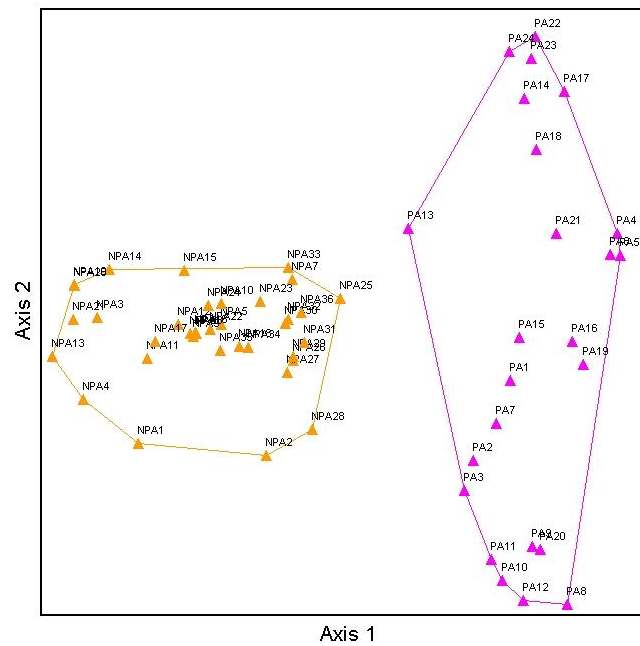


Figure 23: Diagramme d'ordination des 60 placeaux selon le statut de protection

Légende: PA: communautés végétales des berges des zones humides protégées (à droite); NPA: communautés végétales des berges des zones humides non protégées (à gauche)

La DCA montre une distribution des relevés selon les axes 1 et 2. Ces deux premiers axes expliquent 43% de la variance totale (Tableau XXXI).

Tableau XXXI: Caractéristiques des axes de la DCA

Axes	Valeurs propres	Taille du gradient	PCVE	Inertie totale
1	0.65	4.06	0.38	7.94
2	0.44	3.54	0.43	

PCVE : Pourcentage cumulé de variance expliquée

L'axe 1 peut être interprété comme étant un gradient de pression anthropique. Les berges des zones humides non protégées sont plus dégradées que celles protégées. Quant à l'axe 2, il indique une disparité de types de micro-sites correspondant aux habitats spécifiques de la biodiversité des berges des zones humides protégées. Une homogénéisation semble s'opérer au niveau des sites non protégés. Cela est confirmé par l'indice de bêta diversité (Indice de Sorensen) qui situe la différence entre les communautés de plantes des deux sites davantage au niveau de la flore herbacée ($C_s = 0,4$) que de la flore ligneuse ($C_s = 0,7$). Les communautés végétales des rives des zones humides non protégées, sont plus riches en espèces (1,66 fois), en genres et en familles que leurs homologues situées dans les aires protégées. La strate herbacée contribue fortement à l'enrichissement spécifique des berges non protégées. En effet,

il y a 2,48 fois plus d'espèces herbacées dans les rives des zones humides des aires anthropisées que dans celles des zones protégées.

Dans les berges des zones humides protégées, un total de 177 espèces réparties dans 121 genres et 49 familles ont été identifiées alors que dans celles non protégées, 294 espèces appartenant à 59 familles et 187 genres ont été identifiées. Il y a donc une plus grande hétérogénéité spécifique des berges des zones humides non protégées. Les familles de plantes les plus communes trouvées dans ces deux sites sont les Leguminosae et les Combretaceae au niveau de la strate ligneuse puis les Poaceae et les Leguminosae au niveau de la strate herbacée (Tableau XXXII). La famille des Poaceae possède le plus grand nombre d'espèces dans ces sites, soit 35 espèces en zone protégée et 50 espèces dans les sites non protégés.

Tableau XXXII: Répartition des familles d'espèces dominantes selon le statut de conservation

Familles	Strate herbacée		Familles	Strate ligneuse	
	Aires protégées	Aires anthropisées		Aires protégées	Aires anthropisées
Poaceae	37,63	27,51	Leguminosae	22,62	28,04
Leguminosae	18,28	15,87	Combretaceae	15,48	12,15
Acanthaceae	4,30	5,29	Rubiaceae	5,95	8,41
Cyperaceae	4,30	5,82	Tiliaceae	5,95	4,67
Lamiaceae	4,30	3,17	Anacardiaceae	4,76	3,74
Rubiaceae	4,30	3,70	Euphorbiaceae	3,57	3,74
Others	28,88	38,63	Others	41,66	39,25

La strate herbacée est celle qui contribue le plus à l'enrichissement spécifique des berges des zones humides non protégées. En effet, l'indice de similarité de Sorensen spécifique à la composante herbacée, montre une différence entre ces deux types de sites ($C_s = 0,40$). De plus, la richesse en famille, en genre, la richesse spécifique moyenne et l'indice de Shannon-Weaver; sont plus élevés dans les sites non protégés que dans les sites protégés (Tableau XXXIII). L'équi-répartition des espèces est à peu près la même dans les deux types de sites. Par contre, la biodiversité de la composante ligneuse est relativement plus grande dans les sites protégés que dans les berges des zones humides non protégées. La richesse spécifique moyenne par placette n'est pas statistiquement significative mais la richesse spécifique totale, la richesse en genre et l'indice de Shannon, sont plus élevés dans les peuplements ligneux des sites protégés.

Tableau XXXIII: Caractéristiques écologiques des communautés végétales des berges des zones humides

	Label	Strate herbacée				Strate ligneuse			
		Aires protégées	Aires anthropisées	F _[1; 58]	P	Aires protégées	Aires anthropisées	F _[1; 58]	Prob.
RS* en familles	Fam	20	37			35	35		
RS en genres	Gen	68	121			55	70		
RS totale	RST	93	189			84	105		
RS Moyenne	RSM	14.75 ± 0.03	36.58 ± 0.03	72.15	0,000	17.83 ± 0.04	19.28 ± 0.03	0.587	0.447
Indice de Shannon	H' (bit)	4.15 ± 0.007	4.75 ± 0.004	58.04	0,000	4.07 ± 0.007	4.20 ± 0.005	10.36	0.002
Indice de Pielou	E	0.92 ± 0.001	0.91 ± 0.001	4.86	0.031	0.92 ± 0.002	0.90 ± 0.001	13.95	0,000
Indice de Sorensen	Cs	0.4	0.4			0.7	0.7	-	-

Les valeurs de Probabilité sont dérivées de tests ANOVA à partir des paramètres de diversité

*RS = richesse spécifique.

L'analyse des types biologiques montre une dominance des Thérophytes dans les communautés végétales des berges des zones humides non protégées (38,27% contre 30,51%). Par ailleurs, les Chaméphytes dominent dans les sites non protégés (5,5% contre 2,2%). Alors que, les Phanérophytes dominent dans les berges des zones humides protégées (32,8% contre 23,4% pour les Mégaphanérophytes et 7,9% contre 6,2% pour les nanophanérophytes). Enfin les autres types biologiques tels, les hémicryptophytes, les géophytes etc. sont faiblement représentés (Figure 24).

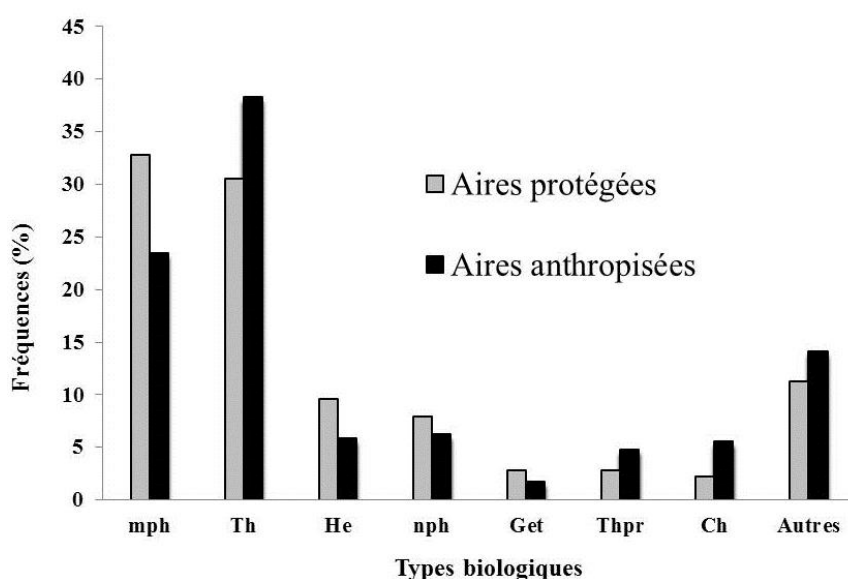


Figure 24: Types biologiques selon le statut de conservation

Légende: Th= Therophyte; Ph = Phanérophytes; Ch = Chamaephyte; He= Hemicryptophyte; Ge = Géophytes.

En ce qui concerne la répartition phytogéographique, les espèces soudaniennes et soudano-zambéziennes sont plus représentées sur les berges des zones humides des aires protégées (45,7% contre 35,1% pour les deux types d'espèces cumulées) tandis que les espèces pantropicales et à large distribution dominent sur les berges des zones humides non protégées (21,7% d'espèces pantropicales contre 14,7%) (Figure 25).

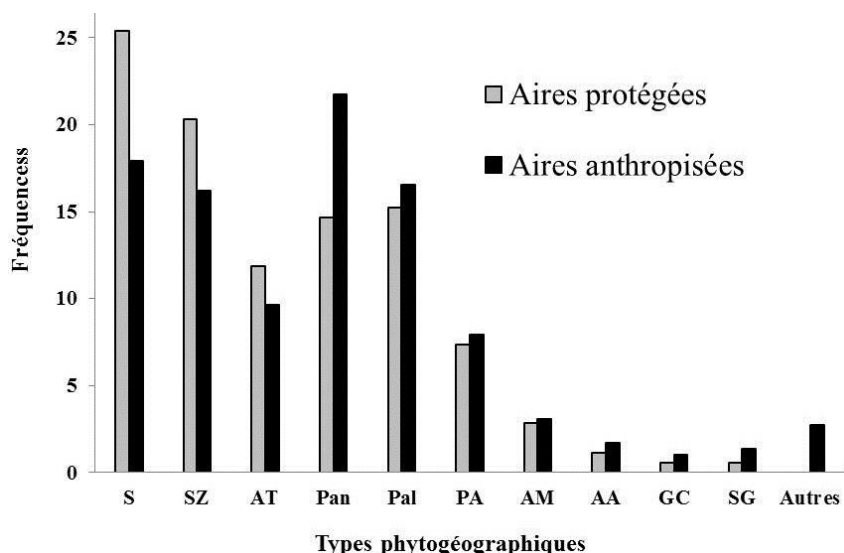


Figure 25: Types phytogéographiques selon le statut de conservation

Légende: S =soudanienne; SZ = Soudano-Zambéèenne; Pan= Pantropical; Pal= Paléotropical; AT= Afro-tropicale africaine; PA= Pluri-régionale africaine; AA= Afro-Américaine; AM= Afro-Malgache; Cos= Cosmopolite; GC-SG = Guinéo-Congolaise et Soudano-Guinéenne.

VI.3.2 Fréquence des espèces et espèces dignostiques

L'occurrence des espèces des berges des zones humides et la répartition de la richesse spécifique en fonction de la fréquence des familles, sont données respectivement dans les figures 26 et 27. Les familles avec une ou deux espèces sont très fréquentes (partie gauche de la courbe de la Figure 26), tandis que les familles avec de nombreuses espèces (par exemple > 10) sont assez rares.

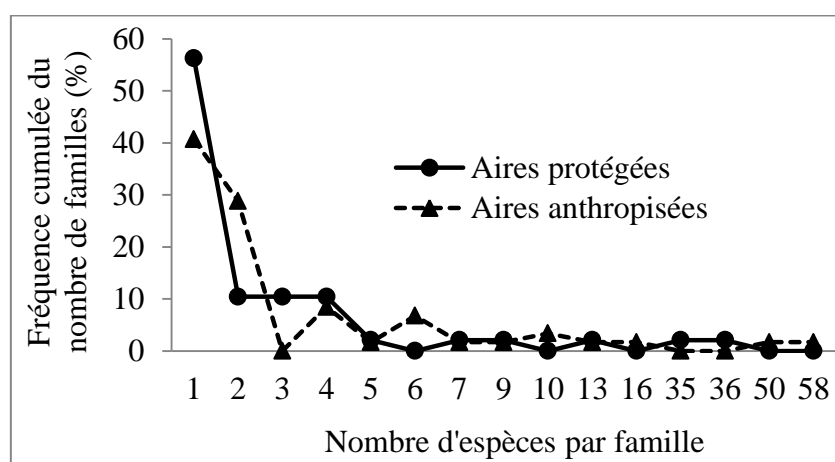


Figure 26: Distribution de la richesse des familles des berges des zones humides selon le statut de protection

Dans les berges des zones humides des réserves de Pama, 27 familles (56% des familles) ont seulement une espèce, tandis que dans les berges des zones humides anthropisées, environ 24 familles (41% des familles) ont une seule espèce. Parmi les

espèces accidentelles, plus de 77 espèces (51 herbacées et 26 ligneuses) sont enregistrées une seule fois dans les berges des zones humides non protégées, contre 53 espèces (32 herbacées et 21 ligneuses), enregistrées dans les berges des zones humides protégées. La fréquence des espèces accidentelles est donc élevée dans ces deux sites (Figure 27).

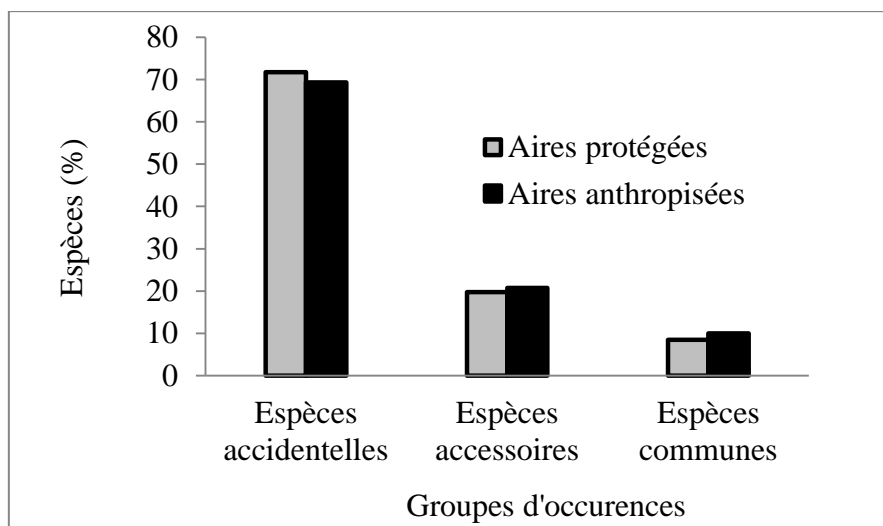


Figure 27: Occurences des espèces des berges des zones humides

Les espèces diagnostiques de ces deux types de sites, déterminées sur la base de leurs valeurs d'importance, sont données dans (Annexe 4). On remarque l'existence d'espèces de milieux écologiques secs ou pâturés telles que *Pennisetum pedicellatum*, *Cassia obtusifolia*, *Ipomoea eriocarpa*, *Hyptis spicigera*, *Balanites aegyptiaca* et *Feretia apodanthera*. Par ailleurs, dans les deux sites, on remarque une faible représentativité dans la flore des berges des zones humides des espèces indicatrices de tonalité humide telles que *Mitragyna inermis*, *Vitex chrysocarpa* Planch., *Acacia polyacantha*, *Crateva adansonii*, *Terminalia macroptera*; *Hypparenia ruffa* et *Vetiveria nigriflora*.

VI.3.3 Analyse structurale

Le tableau XXXIV donne les moyennes des paramètres de structure de la végétation des berges des zones humides (surface terrière, densité des ligneux adultes et des individus en régénération). La surface terrière des peuplements des berges des zones humides protégées ($23,38 \pm 5,07$) est significativement plus grande que celle des peuplements des sites non protégées ($10,95 \pm 1,91$). Mais la densité des arbres et des individus en régénération ne varie pas significativement entre les communautés des

rives protégées et de ceux des rives non protégées. S'agissant des régénérations, la comparaison entre les classes de hauteur montre que la densité des individus de la classe de hauteur 0-5 cm ($11\,236 \pm 10\,990$ individus/ha) est significativement plus élevée ($F_{[1, 198]} = 48,2$, $P = 0,000$) que la densité des individus de la classe de hauteur > 5 cm (3340 ± 2925 individus/ha). Toutefois les écart-types sont très élevés, traduisant une disparité de situations sur chaque site.

Tableau XXXIV: Moyennes et écarts-types des paramètres de structure de la végétation des berges des zones humides

Paramètres	Aires protégées		Aires anthropisées		F	P
	m	std	m	std		
Surface terrière (m ² /ha)	23.38	5.07	10.95	1.91	$F_{[1, 58]} = 6.85$	0.01
Densité des ligneux adultes (individuals/ha)	498.75	322.76	546.94	394.19	$F_{[1, 58]} = 0.25$	0.62
Densité des régénérations (individuals/ha)	4967	3477	6371	6197	$F_{[1, 93]} = 1.60$	0.21

Les valeurs des probabilités sont dérivées de tests ANOVA
m: moyenne ; std: écart-type

Enfin, en ce qui concerne la structure diamétrique, nos résultats ont montré que pour les peuplements des deux sites, on obtient des courbes en J renversé avec un paramètre de forme de la distribution de Weibull inférieur à 1 (Figure 28). Cela traduit une stabilité des peuplements ligneux de ces berges, dominés par des individus jeunes.

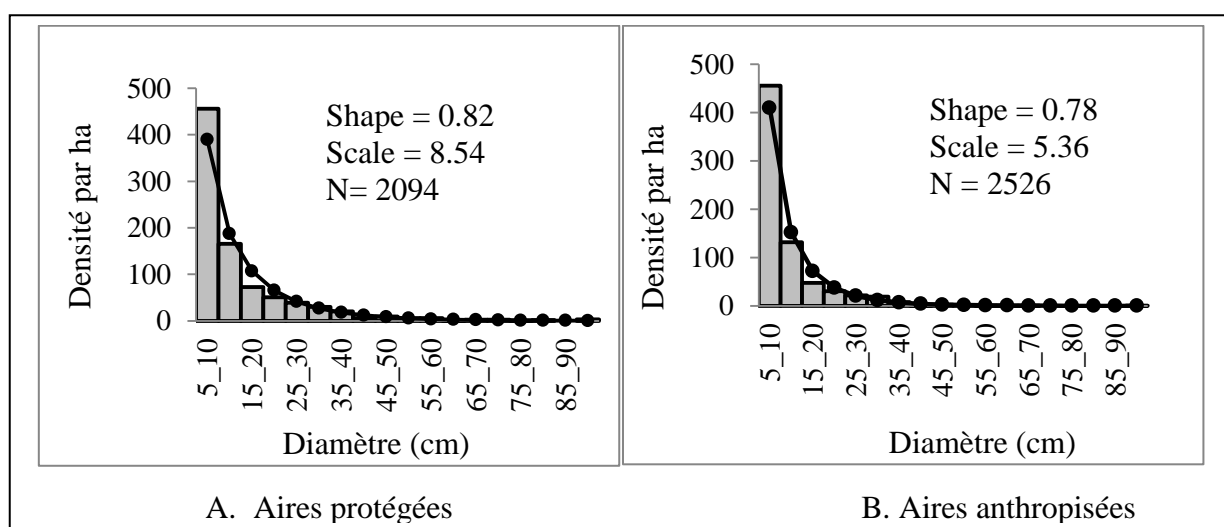


Figure 28: Distribution des classes diamétrales de Weibull des ligneux des zones humides

VI.4 DISCUSSION

V.4.1 Remaniement de la flore des berges des zones humides dégradés

Ainsi, les résultats de la DCA discriminent nettement les communautés végétales des berges des zones humides protégées et non protégées, ce qui traduit une différence au niveau des communautés végétales de ces deux types d'occupation des sols. La forme allongée des relevés des zones humides protégées (Figure 23), traduit une diversité de types de micro-sites correspondant aux habitats spécifiques de la biodiversité des berges des zones humides protégées. En effet, certaines de ces zones humides des aires protégées sont des anciens bas-fonds aménagés pour abreuver la faune sauvage. Une homogénéisation semble s'opérer au niveau des sites non protégés, ce qui traduit une dégradation de ces sites. L'indice d'équitabilité est conforme aux valeurs habituellement observées dans les écosystèmes naturels, qui sont de l'ordre de 0,8 à 0,9 (Havyarimana, 2013). La famille des Poaceae joue un rôle important dans la distribution de la richesse spécifique dans les deux sites car elle a le plus grand nombre d'espèces alors que beaucoup de familles n'ont qu'une ou deux espèces. Mbayngone *et al.* (2008c) ont montré que l'ensemble de la flore des réserves de Pama est dominée par la famille des Poacea qui représente 19%. Cette famille est également de loin la plus dominante de la flore des zones humides. La richesse spécifique moyenne en herbacées est davantage plus élevée dans les berges non protégées que dans celles protégées. Les herbacées sont indicatrices des variations temporaires locales du milieu, dues à l'activité humaine (Devineau *et al.*, 1997). Des études antérieures ont montré une corrélation entre la dégradation des sites et leur enrichissement spécifique (Bangirinama, 2010; Barima, 2010). L'enrichissement spécifique des berges des zones humides non protégées traduit donc une perturbation anthropique. Étant donné le contexte sahélo-soudanien où la pression humaine et du bétail sur les zones humides est importante (Natta, 2003; SP/CONEDD, 2010), la dégradation des berges des zones humides des aires anthropisées est essentiellement due aux activités humaines (agriculture, élevage). Ces activités perturbent la flore de ces sites en provoquant une succession régressive des communautés végétales (Do *et al.*, 2011). L'ouverture de la canopée (chablis) peut remanier la flore en favorisant l'installation et la croissance des espèces héliophiles qui tolèrent bien la lumière (Arim *et al.*, 2006; DeFries *et al.*, 2007; Barima *et al.*, 2010). Le pâturage peut provoquer un enrichissement spécifique des berges des zones humides, en y important

des semences des herbes ou des espèces ligneuses apêtées (Liehoun *et al.*, 2006; Savadogo *et al.*, 2007; Bangirinama, 2010).

VI.4.2 Occurrence des espèces dans les berges des zones humides

Nos résultats ont montré une dominance des Thérophytes, des Chaméphytes et des espèces à large distribution (espèces d'Afrique à distribution multi-régionale, Pantropicale, Paleotropicale, Afrotropicale, Afro-Malgache et Cosmopolitaine) dans les berges des zones humides situées dans les aires anthropisées. Par contre, dans les berges des zones humides protégées, les Phanérophytes et les espèces à distribution soudanienne ou soudano-zambéziennes prédominent. La dominance des Phanérophytes normalement adaptés aux milieux moins perturbés laisse voir que le statut de protection limite les effets de perturbation dans la flore des berges des zones protégées par rapport à leurs homologues non protégées. Selon Havyarimana *et al.* (2013), les Phanérophytes domineraient les milieux moins perturbés alors que les milieux stressés seraient colonisés en grande partie par les Chaméphytes. D'autres études précédentes ont montré une augmentation des espèces annuelles et à large distribution en cas de dégradation des sites (Fatunbi *et al.*, 2008; O'Connor *et al.*, 2011). Pour Devineau et Fournier (1997), une forte proportion des espèces à large distribution pourrait indiquer une dégradation, car la flore perd sa spécialité. Les Phanérophytes sont normalement adaptés à des milieux moins perturbés (Havyarimana *et al.*, 2013). Les milieux pâturés sont généralement occupés par des espèces annuelles qui dérivent d'une succession des espèces pérennes (Savadogo *et al.*, 2005; César, 2005). La large représentation des espèces comme *Hyptis suaveolens* et *Cassia obtusifolia*, serait la conséquence de la pression pastorale dans les rebords des zones humides non protégées (Aboh *et al.*, 2008). Ces indicateurs biologiques laissent penser que la pression du pâturage serait la cause majeure de la dégradation des berges des zones humides non protégées. D'autre part, la présence des espèces de milieux écologiques secs (*Balanites aegyptiaca*; *Dactyloctenium aegyptium*; *Ipomoea eriocarpa*; *Chloris pilosa*) suggèrent que ces abords des zones humides sont des refuges pour certaines espèces menacées (Devineau *et al.*, 1997; Ewango, 2001). Hountondji (2008) remarque qu'au fur et à mesure que la pluviométrie baisse, des espèces de savane ou de forêt claire - qui ne sont pas véritablement des espèces ripicoles - migrent vers le lit mineur.

Considérant la flore des berges des zones humides situées dans les aires protégées, les Poaceae comme *Andropogon gayanus*, *Andropogon pseudapricus*, *Andropogon tectorum*; *Rottboellia cochinchinensis*; sont fortement représentées parmi les espèces indicatrices. Cela laisse penser que ces sites sont des vieilles jachères (Fournier *et al.*, 2001; Le Mire Pêcheux *et al.*, 2000). Le Mire Pêcheux *et al.* (2000) notent qu'après une durée moyenne de 20 ans, si le milieu est bien préservé, les espèces du genre *Andropogon* sont remplacées par la compétition inter-spécifique. De ce fait, les *Andropogon spp.* qui traduisent un retour de la savane, ne devraient pas être si fortement représentés dans les berges des zones humides des aires protégées. Leur bonne représentativité reflète une relative perturbation de ces sites. Par ailleurs, il est connu que les zones humides soudaniennes sont caractérisées par des espèces communes telles que *Mitragyna inermis* (Willd.) O. Ktze., *Vitex chrysocarpa* Planch. ex Benth., *Acacia polyacantha* Willd., *Crateva adansonii* D.C, *Terminalia macroptera* ; *Hypparenia ruffa* et *Vetiveria nigritana*. L (Fontes et Guinko, 1995; Devineau *et al.*, 1997; Savadogo *et al.*, 2007). La faible représentation de ces espèces caractéristiques de milieux humides dans nos relevés des berges des zones humides des aires protégées, serait indicatrice d'une perturbation de ces sites. Les familles dominantes de la strate ligneuse de ces sites sont les Leguminosae (22,62%) et les Combretaceae (15,48 %). La famille des Rubiaceae est classée en 3^{ème} position avec 5,95% de représentation dans les communautés végétales des berges des zones humides des aires protégées. Ce résultat est différent de celui des auteurs comme Kaboré *et al.* (2013) et Sambaré *et al.* (2010), qui ont trouvé une prédominance des familles des Rubiaceae et des Caesalpiniaceae dans les zones humides, à cause de la présence plus ou moins permanente de l'humidité. La faible représentation des Rubiaceae et des Caesalpiniaceae dans les berges des zones humides situées dans les aires protégées, pourrait être due à la présence temporaire de l'humidité dans ces sites. Cela pourrait aussi s'expliquer par la différence dans notre démarche d'échantillonnage lors de ces études. Ainsi, alors que la présente étude s'intéresse à la végétation et à la flore des berges des zones humides, les auteurs ci-dessus cités ont pris en compte toute la végétation ripicole (les lits des cours d'eau, les dépressions et les berges). La forte représentation des familles des Leguminosae et des Combretaceae dans les communautés végétales des berges des zones humides à l'intérieur des aires protégées, reflète une dégradation progressive de ces écosystèmes humides qui se transforment graduellement en savanes. Du reste, Mbayngone *et al.*

(2008a) ont trouvé que les familles des Combretaceae dominent la flore des réserves de Pama.

Il est établi que la flore des berges des zones humides à l'intérieur des aires protégées, est bien préservée par rapport à celle des berges des zones humides anthropisées. Cependant, des signes de perturbation sont identifiables dans ces sites des aires protégées à travers la perte de la spécificité de cette flore. Bien que jouissant du statut de la protection, les communautés végétales des berges des zones humides des aires protégées contiennent un grand nombre d'espèces accidentelles comme leurs homologues des sites anthropisés. Cela laisse supposer qu'il y a beaucoup d'espèces peu communes de ces sites, ou que de nouvelles espèces sont entrain de s'y installer. La prépondérance des espèces accidentelles suggère une aridification de ces berges ce qui fait que ces espèces sont limitées par les conditions environnementales dans cet écosystème (Magurran et Henderson, 2003; Yin *et al.*, 2005; Matthews et Whittaker, 2015). Cela pourrait également être dû à la forte variation des conditions climatiques et environnementales régnant au voisinage de ces sites, qui amènent certaines espèces menacées à y trouver refuge (Devineau *et al.*, 1997; Ewango, 2001). Compte tenu du caractère protégé de ces sites, l'hypothèse d'un processus de changement écologique est la plus plausible. En effet, cette prépondérance d'espèces accidentelles dans ces sites pourrait être le signe des changements climatiques et de la dégradation de ces zones humides qui se rapprocheraient alors des conditions de la zone sèche propice pour ces espèces. Cette hypothèse est partagée par Hountondji (2008) qui note que les galeries ou cordons ripicoles qui colonisent les berges des marigots dans la parie Nord du Bénin, sont caractérisées par des espèces qui ne sont pas réellement des ripicoles, mais des espèces de savane ou de forêt claire qui migrent vers le lit mineur au fur et à mesure que baisse la pluviosité.

VI.4.3 Structure de la végétation des berges des zones humides

Les communautés végétales des berges des zones humides ont une surface terrière deux fois plus grande que celles des berges des zones humides anthropisées. La pression antropozoïque exercée sur les peuplements végétaux des berges des zones humides non protégées, serait la cause de cette différence de structure de la végétation. Dans le contexte sahélo-soudanien caractérisé par la rareté de l'eau et la pauvreté, les inombrables services écosystémiques fournis par ces zones humides

accélèrent leur dégradation (Natta, 2003; Savadogo *et al.*, 2007; SP/CONEDD, 2010; Kaboré *et al.*, 2013).

Quant à la densité des ligneux adultes ainsi que celle des individus en régénération, il n'y a pas de différences statistiques entre ces deux sites ($P > 0.05$). Conformément à des résultats d'études antérieures (Ouédraogo *et al.*, 2006; Kaboré *et al.*, 2013), nous constatons dans notre zone d'étude des difficultés de croissance au niveau des individus de petite taille (0-50 cm). En effet, les individus des classes de hauteur comprises entre 0 et 50 cm ont un taux de recrutement très bas, ce qui fait que la majorité meurt par suite des perturbations inhérentes à ces sites. Cette situation pourrait à terme affecter la relative bonne distribution des arbres de ces sites, telle que révélée par la distribution diamétrique. Par ailleurs, l'écart-type est très élevé, montrant que la distribution spatiale des régénérations est très disproportionnelle autour des berges des zones humides. Savadogo *et al.* (2007) expliquent les difficultés de régénération constatées dans les zones humides non protégées, par la pression pastorale et le piétinement du cheptel. Ce résultat peut également être étendu aux berges des zones humides protégées où les activités des herbivores sauvages pourraient engendrer des perturbations sur les individus en régénération. En effet, les dommages engendrés par les herbivores sauvages sur la flore ont été reconnus par des études précédentes (Gandiwa *et al.*, 2011; Giliba *et al.*, 2011). Par ailleurs, la compétition inter-spécifique peut défavoriser la croissance de certaines espèces. L'ouverture des canopées dues aux chablis ou aux actions anthropiques, peut favoriser les espèces héliophiles (espèces demandeuses en lumière) au détriment des sciaphytes, engendrant ainsi une modification de la biodiversité. Des auteurs ont montré qu'une grande densité d'espèces héliophiles dans les galeries forestières, couplée avec l'effet d'ombrage, désavantagent certaines espèces en affectant la croissance de leurs juvéniles (Bokary *et al.*, 2004; Barima *et al.*, 2012). Enfin, une inondation plus ou moins prolongée serait la contrainte majeure pour la croissance d'autres espèces (Sambaré *et al.*, 2010).

Selon Rondeux (1999), la distribution des tiges par classes de diamètre est une expression de la structure des peuplements. Nos résultats ont montré que les peuplements ligneux des berges des zones humides protégées et non protégées sont caractérisés par des peuplements multispécifiques, inéquiennes avec une prédominance des individus jeunes ou de petit diamètre. Nos résultats sont semblables à ceux de Sambaré *et al.* (2011) et Kaboré *et al.* (2013) qui ont également obtenu une

structure en ``J renversé`` avec un paramètre c de Weibull inférieur à 1. En général, la prévalence des individus jeunes d'espèces ligneuses est un indicateur d'une forêt secondaire qui succède à une forêt naturelle perturbée par des processus naturels ou humains (Chokkalingam et DeJong, 2001). Ces deux sites des berges des zones humides sont caractérisés par des peuplements ligneux formés d'individus jeunes avec une mortalité considérable des individus juvéniles qui n'arrivent pas à croître. Cette contrainte qui affecte les individus en régénération, empêchant le recrutement des plus petits (0-50 cm) vers des classes de hauteurs plus élevées, pourrait à terme conduire au vieillissement des peuplements. Dossou *et al.* (2012) ont trouvé une situation similaire dans les peuplements de la forêt humide d'Aonvé au Bénin, où la présence d'individus de petits diamètres ne saurait être interprétée comme un état stable de conservation des peuplements ligneux, à cause de la pression particulière s'exerçant sur certaines espèces. D'autres facteurs environnementaux (sols, géomorphologie, perturbations affectant des espèces particulières du milieu à certains stades de leur développement) peuvent affecter nos résultats, étant donné que nos échantillons ont porté sur des berges de zones humides de différentes caractéristiques.

VI.5 Conclusion partielle

Les communautés végétales des berges des zones humides situées à l'intérieur des aires protégées sont moins dégradées de celles des zones non protégées. Les communautés végétales des berges des zones humides anthropisées se caractérisent par une plus grande hétérogénéité spécifique, essentiellement due à la contribution des espèces herbacées. Les espèces des milieux écologiques secs et les espèces indicatrices de milieux pâturés, sont abondantes dans les berges des zones humides non protégées. D'autre part, les Thérophytes et les espèces à large distribution dominant dans ces sites non protégés, tandis que les Phanérophytes et les espèces soudaniennes ou soudano-zambéziennes prédominent dans les communautés végétales des berges des zones humides protégées. L'hypothèse 4 est donc confirmée. Les arbres des berges des zones humides protégées ont une taille plus grande que ceux des berges des zones humides anthropisées. Cependant, leur densité ainsi que la densité des individus en régénération sont identiques au niveau des deux sites qui sont affectés par des difficultés de croissance des juvéniles. Cette situation pourrait à terme menacer la relative bonne distribution des arbres de ces deux sites, révélée par le paramètre de forme de Weibull. La flore des berges des zones humides protégées

est mieux préservée mais elle présente des signes de perte de sa spécificité. Cela est mis en évidence par le nombre important d'espèces accidentelles, la faible représentation des familles des Rubiaceae et des Ceasalpiniaceae dans ces communautés et les difficultés de croissance des individus en régénération.

Les stratégies de gestion devraient prendre en compte la protection des individus en régénération et le suivi de la dynamique des espèces caractéristiques de ces écosystèmes humides. Des études sur les stratégies d'adaptation des espèces de ces sites qui analysent les proportions des héliophytes et des sciaphytes, seraient souhaitables car une augmentation des espèces héliophiles est un indicateur d'une succession régressive due aux perturbations anthropogéniques.

Les chapitres précédents donnent des indicateurs spatiaux-temporels de la dégradation des terres dans la zone d'étude. En plus des données biophysiques ayant servi à établir ces indicateurs, la connaissance des savoirs locaux et des perceptions des populations locales de ces ressources naturelles est nécessaire.

CHAPITRE VII: PERCEPTION LOCALE DE LA DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION ET VALEURS D'USAGE DE HUIT ESPÈCES FOURRAGÈRES DANS LA RÉGION DU SUD-EST DU BURKINA FASO.

VII.1 Introduction

Dans un contexte Sahélien marqué par les pressions anthropiques et les péjorations climatiques, la dégradation des écosystèmes affecte durement les populations locales. Leurs perceptions de la dégradation et leurs connaissances environnementales sont nécessaires pour la définition de stratégies de conservation durables.

La dégradation de l'environnement a des conséquences écologiques et socio-écologiques désastreuses sur ces populations locales qui dépendent étroitement de la nature pour l'alimentation, le fourrage, l'énergie, la construction, la médecine et l'artisanat (Lykke *et al.*, 2004; Assogbadjo *et al.*, 2008; Thiombiano *et al.*, 2012). Outre les variations climatiques, les facteurs de dégradation dominants dans la zone soudanienne sont les feux de savane, les défrichements et la coupe du bois d'énergie (Lykke *et al.*, 2004; Gonzalez *et al.*, 2011; Traoré *et al.*, 2011). Au Burkina Faso, les ressources des aires protégées attirent les populations et font l'objet de visions controversées chez les diverses catégories d'acteurs intéressés (Kaboré, 2010).

Les connaissances sur la perception des paysans et les usages locaux des ressources végétales, sont nécessaires à la science et peuvent servir pour l'élaboration de stratégies de conservation (West *et al.*, 2008; Achigan-Dako *et al.*, 2011). Pour ce faire, les interviews quantitatives constituent une avenue intéressante pour obtenir des informations relatives aux connaissances locales sur des espèces végétales précises, les usages et les préférences des dites communautés (Wezel et Lykke, 2006; Lykke *et al.*, 2004; Soap et Oldeland, 2011). La perception locale est également une approche indispensable pour l'étude de la dégradation des écosystèmes. En outre, elle garantit l'acceptation locale des perspectives et stratégies d'aménagements (Lykke, 2000; Houehanou *et al.*, 2012). Partant, la perception locale sur des espèces données doit être documentée. Les paysans se réfèrent à des indicateurs biologiques avant-coureurs d'une dégradation des terres (Somé *et al.*, 1998; Soumana, 2000). C'est parce que ces critères sont enracinés que les anciens conçoivent la détérioration de leurs terres et paysages avec autant d'angoisse, avant même de recourir aux moyens de baisse de production des champs pour évaluer la dégradation.

A partir d'études ethnobotaniques basées sur des mesures quantitatives, des indices ont été développés pour analyser l'importance culturelle relative des espèces. Ces

indicateurs tels que l'indice de la valeur d'usage ou la valeur consensuelle de la partie utilisée, sont directement calculables à partir de la fréquence des réponses des interviewés relatives à une espèce donnée ou à ses organes (Camou-Guerrero *et al.*, 2008; Koura *et al.*, 2011). Ces indicateurs servent à mieux analyser l'impact des pressions anthropiques sur la végétation et la dynamique de certaines espèces végétales. Par ailleurs, il est bien connu que des facteurs socio-économiques comme le groupe ethnique, l'âge, le sexe, etc., affectent les connaissances locales et déterminent le choix des espèces utiles (Houehanou *et al.*, 2012; Koura *et al.*, 2011; Traoré *et al.*, 2011). Ainsi, il est important de prendre en considération les variabilités socio-économiques dans les études ethnobotaniques.

Dans le contexte du Burkina Faso, plusieurs études ethnobotaniques ont permis de renseigner les usages de nombreuses espèces végétales (Zerbo *et al.*, 2011; Guigma *et al.*, 2012; Zikza *et al.*, 2015). Par ailleurs des travaux ont concerné la thématique de la dégradation de la phytodiversité et ont révélé un certain nombre d'espèces dont la disparition est perçue par les populations locales (Hahn-Adjali et Thiombiano, 2000; Lykke *et al.*, 2004; Soap et Oldeland, 2011; Traoré *et al.*, 2011). Cependant, il existe très peu de connaissances détaillées et spécifiques en fonction des zones géographiques sur la menace qui pèse sur les différentes espèces (Hahn-Adjali et Thiombiano, 2000). A l'échelle de la zone d'étude, les savoirs locaux relatifs à de nombreuses espèces natives, sont à explorer. Des travaux sur les espèces fourragères dans cette région ont montré que les espèces telles que *Andropogon gayanus* Kunth; *Andropogon ascinodis* C.B. Cl.; *Andropogon tectorum* Schum. & Thonn.; *Pterocarpus erinaceus* Poir.; *Azelia africana* Sm.; *Sterculia setigera* Del.; *Lonchocarpus laxiflorus* Guill. & Perret et *Khaya senegalensis* (Des.) A. Juss.; ont une bonne qualité fourragère (Kpoda, 2010; Sawadogo, 2011). Elles ont un indice spécifique de qualité élevé selon la classification des bergers (Kiéma, 2007). Par ailleurs il est montré que nombre de ces espèces sont menacées du fait des multiples usages et pressions qui s'exercent sur elles (Adomou *et al.*, 2009; Houehanou *et al.*, 2011). D'où l'urgente nécessité de définir des stratégies de conservations pour ces espèces importantes. Pour notre part, l'étude est axée sur les usages de ces 8 espèces et la perception des paysans sur la dégradation des ressources végétales. Les objectifs de cette étude sont de:

- Déterminer les valeurs d'usages de 8 espèces appréciées dans la zone d'étude.

- Analyser la perception des communautés locales sur l'état de dégradation des ressources naturelles.

Nous émettons les hypothèses suivantes: (i) les usages des 8 espèces étudiées dépendent des groupes ethniques; (ii) l'appartenance à un groupe ethnique influence les perceptions paysannes de la dégradation des terres.

VII.2 Méthode

VII.2.1 Collecte des données

Les données sont collectées selon un échantillonnage stratifié aléatoire. L'unité statistique est toute personne âgée d'au moins 18 ans et vivant dans l'un des 14 villages retenus de façon raisonnée, selon leur proximité avec les réserves de Pama et leur accessibilité. Les enquêtés ont été choisis en tenant compte des critères socio-démographiques tels que le groupe ethnique, le sexe et le niveau d'instruction (Houehanou *et al.*, 2011). Les 14 villages et hameaux de cultures retenus sont Nagré, Diabatou, PK52, Nakpaliangou, Kalmama, Setougou et Natiaboani pour la commune de Fada N'gourma et Kabonga, Oumpougoudeni, Kompienbiga, Pama, Nadiagou, Samboali et Tindangou pour la commune de Pama. Le tableau XXXV donne un aperçu sur la distribution de l'échantillon.

Tableau XXXV: Distribution selon les caractéristiques socio-démographiques

	Proportion (%)	Erreur type
Groupe ethnique		
Gourmantché	40,77	0,032
Peulh	18,45	0,025
Mossé	40,77	0,032
Groupe professionnel		
Agriculteur	45,92	0,032
Eleveur	6,008	0,016
Agropasteur	48,068	0,032
Groupe d'âge		
18 à 30 ans	29,5	0,029
>30 ans	70,5	0,029
Niveau d'instruction		
Aucun niveau	68,24	0,030
Alphabétisé/coranique	15,02	0,023
Primaire	11,59	0,021
Secondaire	5,15	0,014
Sexe		
Masculin	56,65	0,032
Féminin	43,35	0,032

Les interviews individuels ont été facilités par l'aide des interprètes parlant la langue locale (Gourmantchéma; Mooré ou Fulfuldé). Les noms des espèces ont été notés dans les langues locales (Tableau XXXVI) et la traduction s'est faite à l'aide de personnes ressources.

Tableau XXXVI: Noms locaux des espèces étudiées selon le groupe ethnique

Espèces végétales	Gourmantchéma	Fulfuldé	Mooré
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Igongonmoiani	Dayé	Moipoiaka
<i>Andropogon ascinodis</i> C.B. Cl.	Ti moiagbandi	Yentaaré	Mokanga
<i>Andropogon tectorum</i> Schum. & Thonn	Ku gaargu	Fassouré	Moipoiaka pelga
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	O'tombu	Banouï	Noega
<i>Azelia africana</i> Sm.	Bunankpabu	Kakalgäi	Kangalga
<i>Sterculia setigera</i> Del	O'nanfuopiambu	Boboli	poutroumouka
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr	Onaleinlintiibu	Djiboï	Naaga lenga
<i>Khaya senegalensis</i> (Des.) A. Juss.	O'kogobu	Käi	Kouka

Les interviewés ont été sollicités de répondre aux questions relatives aux usages des espèces; les organes utilisées; leur perception de l'état de dégradation de ces espèces et des ressources environnementales; ainsi que des causes de dégradation des ressources biologiques végétales (Questionnaire en annexe).

VII.2.2 Analyse des données

Pour l'analyse des données ethnobotaniques, les indices suivants ont été utilisés: (1) l'indice de diversité des interviewés (ID); (2) l'indice d'équitabilité des interviewés (IE); (3) la valeur de consensus de la partie de plante utilisée (CPP); (4) l'indice de diversité d'usage (UD) et (5) la valeur de l'équitabilité d'usage. Le tableau XXXVII donne les explications détaillées sur l'usage de chaque espèce et comment les connaissances relatives à ces usages sont distribuées parmi les enquêtées. A l'aide du logiciel SPSS, un test ANOVA est utilisé pour analyser les différences significatives liées aux groupes ethniques.

Enfin, une Analyse factorielle des correspondances (AFC) a été utilisée pour décrire les relations existant entre les perceptions et les trois principaux groupes ethniques de la zone d'étude. Les analyses sont effectuées à l'aide du logiciel R.

Tableau XXXVII: Indices de connaissances et d'usages pour les 8 espèces appréciées

Indice	Détermination	Description
Indice de diversité de l'interviewé (ID) $ID = U_x/U_t$	ID , nombre d'usages cités par un interviewé donné (U_x) divisé par le nombre total d'usages (U_t)	Mesure combien d'interviewés utilisent une espèce et comment ses usages sont distribués parmi les interviewés
Indice d'équitabilité de l'interviewé (IE) $IE = ID/Id_{max}$	IE , indice de diversité de l'interviewé (ID) divisé par la valeur maximale de cet indice	Mesure le degré d'homogénéité des connaissances des interviewés.
Valeur consensuelle de la partie utilisée de la plante (CPP) $CPP = P_x/P_t$	CPP , le nombre de fois qu'une partie donnée de la plante est citée (P_x) divisé par le nombre total de citations relatives à toutes les parties (P_t)	Mesure le degré d'accord parmi les interviewés relatif à la partie utilisée de la plante
Indice de diversité d'usage (UD) $UD = U_{cx}/U_{ct}$	UD , le nombre d'indications enregistrées par catégorie d'usage (U_{cx}) divisé par le nombre total d'indications relatives à toutes les catégories (U_{ct})	Mesure l'importance des catégories d'usages et comment contribuent-elles à la valeur totale d'usage
Indice d'équitabilité de l'usage (UE) $UE = ID/Id_{max}$	UE , Indice de diversité d'usage (UD) divisé par la valeur maximale de cet indice	Mesure le degré d'homogénéité de connaissances relatives aux catégories d'usages.

(Adapté à partir de Koura *et al.*, 2011)

VII.3 Résultats

VII.3.1 Diversité et distribution des connaissances locales parmi les interviewés

Toutes les personnes interviewées dans la zone d'étude connaissent au moins un usage des huit espèces de plantes. Pour les espèces du genre *Andropogon* (*Andropogon gayanus*; *Andropogon ascinodis* et *Andropogon tectorum*) la diversité totale (ID) varie entre 0,3 et 0,4 dans les 3 groupes ethniques. Il n'y a pas de différences significatives dans les usages de ces espèces parmi les trois groupes ethniques ($p > 0,05$). De même pour les espèces ligneuses telles que *Sterculia setigera* et *Khaya senegalensis*, la distribution des usages parmi les trois groupes ethniques, est identique (Tableau XXXVIII). Par contre, pour *Pterocarpus erinaceus*; *Azalia africana* et *Lonchocarpus laxiflorus*, les valeurs de la diversité totale (ID) sont significativement plus faibles chez les Peulh ($P < 0,05$) comparativement aux Gourmantché et aux Mossé. Pour ce qui est de l'équitabilité totale (IE), les valeurs sont généralement plus élevées chez les Peulh, excepté pour l'espèce *Sterculia*

setigera où l'équitabilité est quasiment la même dans les trois groupes ethniques (IE \approx 0.5). En somme, on note un degré d'homogénéité des connaissances plus élevé chez les Peulh que dans les deux autres groupes ethniques. D'autre part, le nombre total de parties utilisées et le nombre total d'usages cités est généralement plus bas chez les Peulh que dans les deux autres groupes ethniques (Tableau XXXVIII).

Tableau XXXVIII: Résumé de l'évaluation des connaissances concernant 8 espèces de plantes appréciées

Espèces	Gourmantché			Peulh			Mossé					
	Nb total d'usages cités	Nb de parties utilisées	Total ID (p)	Total IE (p)	Nb total d'usages cités	Nb de parties utilisées	Total ID (p)	Total IE (p)	Nb total d'usages cités	Nb de parties utilisées	Total ID (p)	Total IE (p)
<i>Andropogon gayanus</i>	4	2	0,34 0,11	0,34 -	2	2	0,31 0,11	0,62 -	4	2	0,28 0,11	0,37 -
<i>Andropogon ascinodis</i>	3	2	0,45 0,59	0,45 -	2	2	0,42 0,59	0,63 -	4	2	0,44 0,59	0,44 -
<i>Andropogon tectorum</i>	4	2	0,40 0,64	0,40 -	2	2	0,40 0,64	0,61 -	4	2	0,38 0,64	0,38 -
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	4	4	0,39 0,005	0,39 0,02	3	2	0,26 0,005	0,51 0,02	4	5	0,35 0,005	0,46 0,02
<i>Afzelia africana</i>	5	6	0,36 0,02	0,47 -	3	2	0,26 0,02	0,51 -	5	6	0,36 0,02	0,36 -
<i>Sterculia setigera</i>	2	6	0,57 0,40	0,57 0,40	3	4	0,56 0,40	0,56 0,40	2	6	0,52 0,40	0,52 0,40
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	4	6	0,44 0,03	0,44 0,003	3	2	0,34 0,03	0,52 0,003	3	6	0,38 0,03	0,38 0,003
<i>Khaya senegalensis</i>	5	8	0,34 0,07	0,46 -	2	3	0,27 0,07	0,55 -	4	8	0,36 0,07	0,36 -

ID: valeur de diversité des interviewés; IE: valeur d'équitabilité des interviewés; p = niveau de significativité statistique

VII.3.2 Valeur de diversité d'usage

A. gayanus et *A. ascinodis*, ont des indices de diversité d'usage (UE) $>$ 0,58 pour la catégorie d'usage artisanal. Ce sont donc des espèces préférées par tous ces trois groupes ethniques comme matériaux d'artisanat (toiture, clôture, etc.). L'indice d'équitabilité de l'usage (IE = 1), confirme l'homogénéité de connaissances relatives aux catégories d'usages dans ces communautés. Les Peulh ont particulièrement une

bonne préférence de ces deux espèces pour l'artisanat, tant les valeurs de UE sont plus élevées ($UE > 0,72$). L'usage fourrager pour ces deux espèces vient en deuxième position dans ces trois groupes ethniques (Tableau XXXIX). Par ailleurs deux autres usages sont notés pour ces deux espèces. Il s'agit de l'usage énergétique et médicinale chez les Gourmantché et l'usage médicinale chez les Mossé.

S'agissant de *A. tectorum*, les valeurs de UE indiquent que l'usage artisanal prime chez les Gourmantché et chez les Mossé, suivi de l'usage fourrager. Par contre chez les Peulh, l'usage fourrager ($UE = 0,62$) $>$ l'usage artisanal ($UE = 0,38$). *A. tectorum* est également utilisé en médecine et comme combustible chez les Gourmantché et les Mossé.

S'agissant de *P. erinaceus*, l'usage fourrager est le plus partagé chez les Gourmantché et particulièrement chez les Peulh ($UE = 0,93$; $IE = 1$). Par contre chez les Mossé, c'est l'usage énergétique de *P. erinaceus* qui domine, suivi de l'usage fourrager puis de celui énergétique et artisanal. Cette espèce est également utilisée chez les Gourmantché pour la médecine, l'énergie et l'artisanat. Tandis que les Peulh ne font pas cas de son usage médicinaal.

Concernant *A. africana*, l'usage fourrager de cette espèce est le plus fréquent dans les trois communautés suivi de l'usage médicinaal. La préférence des Peulh pour cette espèce est particulièrement grande ($UE = 0,93$; $IE = 1$). *A. africana* a plusieurs usages chez les Mossé et les Gourmantché (fourrage, médecine, artisanat, énergie, alimentation humaine). Les Peulh connaissent tous ces usages, excepté son rôle dans l'alimentation.

Quant à *S. setigera*, l'usage médicinaal de cette espèce est le plus fréquent dans les trois groupes ethniques, suivi de son usage fourrager. Les Peulh l'utilisent en outre dans l'artisanat.

Pour *L. laxiflorus*, l'usage fourrager de cette espèce est le plus fréquent dans les trois groupes ethniques, suivi de son usage médicinaal. Elle est relativement utilisée dans l'artisanat chez les Gourmantché et les Peulh et dans l'énergie chez les Gourmantché et les Mossé.

Enfin pour *K. senegalensis*, l'usage médicinaal de cette espèce est le plus fréquent chez les Gourmantché et les Mossé, suivi de son usage fourrager. Par contre chez les Peulh, l'usage fourrager prime sur celui médicinaal. Par ailleurs, les Peulh n'en connaissent que deux usages de cette espèce (Tableau XXXIX).

Tableau XXXIX: Valeurs de diversité d'usage (UD) et d'équitabilité (UE) des 8 espèces végétales appréciées.

Catégories d'usages	<i>Andropogon gayanus</i>						<i>Andropogon ascinodis</i>						<i>Andropogon tectorum</i>						<i>Pterocarpus erinaceus</i>					
	Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi	
	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE
Fourrage	0,25	0,42	0,26	0,35	0,26	0,45	0,24	0,36	0,28	0,39	0,22	0,35	0,38	0,75	0,62	1	0,24	0,43	0,52	1	0,93	1	0,37	0,86
Artisanat	0,59	1	0,74	1	0,58	1	0,67	1	0,72	1	0,63	1	0,51	1	0,38	0,61	0,56	1	0,05	0,10	0,05	0,05	0,03	0,07
Énergie	0,13	0,22	-	-	-	0,24	0,08	0,12	-	-	-	0,24	0,07	0,14	-	-	0,13	0,23	0,17	0,33	0,02	0,02	0,43	1
Alimentation humaine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Médecine	0,02	0,03	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	0,01	0,02	0,04	0,08	-	-	0,06	0,11	0,26	0,50	-	-	0,16	0,37

Catégories d'usages	<i>Azelia africana</i>						<i>Sterculia setigera</i>						<i>Loncocarpus laxiflorua</i>						<i>Kaya senegalensis</i>					
	Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi		Gulmatché		Peuhl		Mossi	
	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE	UD	UE
Fourrage	0,56	1	0,93	1	0,48	1	0,44	0,79	0,38	0,63	0,48	0,92	0,62	1	0,93	1	0,66	1	0,24	0,40	0,51	1	0,31	0,66
Artisanat	0,04	0,07	0,05	0,05	0,06	0,13	-	0,02	0,03	-	-	0,02	0,03	0,05	0,05	-	-	0,03	0,05	-	-	0,05	0,11	
Énergie	0,09	0,16	0,02	0,02	0,13	0,27	-	-	-	-	-	0,02	0,03	-	-	0,02	0,03	0,12	0,20	-	-	0,17	0,36	
Alimentation humaine	0,07	0,13	-	-	0,08	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	
Médecine	0,24	0,43	0,60	0,65	0,24	0,50	0,56	1	0,60	1	0,52	1	0,34	0,55	0,02	0,02	0,32	0,48	0,60	1	0,49	0,96	0,47	1

UD : valeur de diversité d'usage ; UE : valeur d'équitabilité

VII.3.3 Organes utilisés

Le tableau XXXX indique les valeurs consensuelles des parties des 8 espèces végétales. De ces observations, on peut déduire que les trois groupes ethniques assignent une haute valeur consensuelle de la partie utilisée de la plante (CPP) aux tiges des trois espèces d'Andropogon (CPP \approx 0,6), suivies par les feuilles (CPP \approx 0,3). Quant aux espèces ligneuses (*Pterocarpus erinaceus*; *Azelia africana*; et *Lonchocarpus laxiflora*), une haute valeur consensuelle est accordée aux feuilles dans toutes ces trois communautés (CPP \approx 0,4 à 0,9), suivie des écorces chez les Gourmantché et les Mossé. Chez les Peulh, la valeur de consensus ethnobotanique pour les branches est relativement élevée pour les branches de *P. erinaceus* et *A. africana* et pour les fruits de *L. laxiflorus*.

Enfin pour *K. senegalensis* et *S. setigera*, aussi bien les feuilles que les écorces sont préférées par ces trois groupes ethniques. Ce qui montre l'importance médicinale de ces deux espèces au niveau de ces trois communautés.

Tableau XXXX: Valeurs consensuelles des parties des 8 espèces fourragères

Gourmantché								
	feuilles	tige	racines	fruits	fleurs	graines	écorce	branches
<i>Andropogon gayanus</i>	0.34	0.66	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon ascinodis</i>	0.33	0.67	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon tectorum</i>	0.35	0.65	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	0.55	0.04	-	-	-	-	0.24	0.16
<i>Afzelia africana</i>	0.55	0.03	0.02	0.04	-	-	0.26	0.10
<i>Sterculia setigera</i>	0.45	0.02	0.03	0.09	-	-	0.40	0.02
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	0.50	0.04	0.02	0.17	-	-	0.23	0.03
<i>Khaya senegalensis</i>	0.31	0.01	0.03	0.05	0.01	0.03	0.45	0.10
Peulh								
	feuilles	tige	racines	fruits	fleurs	graines	écorce	branches
<i>Andropogon gayanus</i>	0.43	0.57	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon ascinodis</i>	0.42	0.58	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon tectorum</i>	0.43	0.57	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	0.89	-	-	-	-	-	-	0.11
<i>Afzelia africana</i>	0.88	-	-	-	-	-	-	0.13
<i>Sterculia setigera</i>	0.60	-	-	0.17	-	-	0.16	0.07
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	0.65	-	-	0.33	-	-	-	0.02
<i>Khaya senegalensis</i>	0.46	-	-	-	-	-	0.48	0.06
Mossé								
	feuilles	tige	racines	fruits	fleurs	graines	écorce	branches
<i>Andropogon gayanus</i>	0.33	0.67	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon ascinodis</i>	0.31	0.69	-	-	-	-	-	-
<i>Andropogon tectorum</i>	0.35	0.65	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	0.54	0.02	0.07	-	-	-	0.21	0.16
<i>Afzelia africana</i>	0.48	0.04	0.07	0.04	-	-	0.26	0.11
<i>Sterculia setigera</i>	0.37	0.02	0.07	0.14	-	-	0.36	0.04
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	0.47	0.02	0.06	0.18	-	-	0.21	0.06
<i>Khaya senegalensis</i>	0.30	0.06	0.07	0.03	0.01	0.04	0.38	0.10

VII.3.4 Perception du degré de préférence des 8 espèces végétales appréciées

Le tableau XXXXI indique le degré de préférence des 8 espèces végétales, des populations de la zone d'étude. Au niveau des espèces herbacées du genre *Andropogon*, les espèces *A. gayanus* et *A. ascinodis* sont relativement plus préférées (> 90% de citations) à *A. tectorum* (76,34% de citations). Quant aux espèces ligneuses appréciées, *P. erinaceus* et *A. africana* sont les plus appréciées, suivies de *L. laxiflorus* et *K. senegalensis*. *Sterculia setigera* est l'espèce la moins préférée parmi ces 8 espèces (34,8% de citations).

Tableau XXXXI: Répartition des espèces selon le degré de préférence

Espèces	Très préféré (%)	Moyennement préfééré (%)	Peu préféré (%)
<i>Andropogon gayanus</i>	95,98	4,01	0
<i>Andropogon ascinodis</i>	90,63	9,37	0
<i>Andropogon tectorum</i>	76,34	19,64	3,13
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	84,82	13,39	1,79
<i>Azelia africana</i>	80,36	14,29	4,91
<i>Sterculia setigera</i>	34,38	46,87	18,30
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	72,77	17,86	6,69
<i>Khaya senegalensis</i>	67,41	29,91	1,79

VII.3.5 Perception de l'état de conservation des 8 espèces végétales appréciées

La figure 29 montre la représentation des communautés locales de l'état de dégradation / conservation des 8 espèces végétales appréciées. Seule l'espèce *S. setigera* est moins menacée. Cette espèce est la moins utilisée dans tous ces groupes ethniques. La faible pression anthropique exercée sur elle expliquerait cette perception de faible menace sur *S. setigera*. La dégradation affecte aussi bien les espèces du genre *Andropogon* spp., que les espèces ligneuses appréciées. *K. senegalensis* et *A. africana* apparaissent les plus menacées.

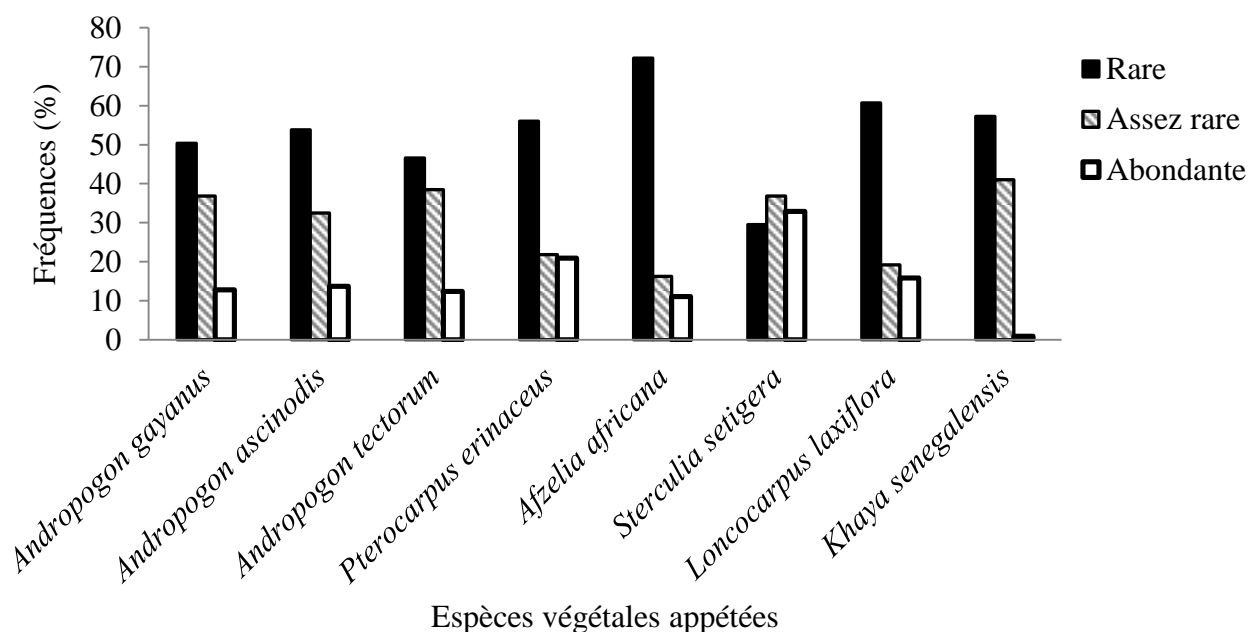


Figure 29: Perception de l'état de conservation des 8 espèces végétales appréciées

VII.3.6 Perception sur l'état des ressources naturelles

Le tableau XXXXII montre la perception des communautés locales de la zone d'étude, des espèces menacées de disparition. Les principales causes à l'origine de la disparition de certaines espèces de plantes sont données dans le tableau 43. La pression démographique (feux de savane, coupe du bois, enlèvement des jeunes plantes, commercialisation du bois), est perçue comme étant la principale cause de dégradation de l'environnement, suivie des variations climatiques et de la pression du cheptel.

Tableau XXXXII: Perception des causes de dégradation de la phytodiversité locale

Principales causes de disparition des plantes	Proportion (%)	Erreur type
Pression anthropique	63,25	0,031
Pression démographique	1,28	0,007
Changement climatique	8,97	0,018
Attaque d'animaux	7,26	0,011
Facteurs pédologiques	3,41	0,012
Autres	5,13	0,014

Les espèces menacées ont été identifiées par ces populations locales. Les espèces fréquemment citées sont consignées dans le tableau XXXXIII.

Tableau XXXXIII: Perception des espèces menacées dans la zone d'étude

Espèces très menacées	Espèces moyennement menacées
<i>Khaya senegalensis</i>	<i>Combretum micranthum</i>
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	<i>Saba senegalensis</i>
<i>Azelia africana</i>	<i>Entada africana</i>
<i>Andropogon gayanus</i>	<i>Sterculia setigera</i>
<i>Faidherbia albida</i>	<i>Adansonia digitata</i>
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	<i>Cassia sieberiana</i>
<i>Boswilia dalzieli</i>	<i>Andropogon ascinodis</i>
<i>Securidaca longepedunculata</i>	<i>Bombax costatum</i>
	<i>Stereospermum kuntchanum</i>
	<i>Cymbopogon shoenantus</i>

Par ailleurs, les espèces indicatrices de dégradation ou de milieux conservés selon les représentations des communautés locales ont été identifiées. Elles sont données dans le tableau XXXXIV.

Tableau XXXXIV: Indicateurs biologiques de milieux dégradés ou conservés selon la perception locale

Bioindicateurs de milieux dégradés	Gourmantchéma	Peulh	Mooré
<i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	-	Tilawodi	Giligitou
<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	Okingu	Bogdollo	kimbgo
<i>Shoenefeldia gracilis</i> Kuntch	-	Gnomrè	soyougou
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. Et Schult	-	-	Kounsga
<i>Hyptis spicigera</i> Lam.	Idocifani	-	Youniyouga
<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.	-	-	Sanri-raaga
<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Li fabebli	N'dokki	koutimpadré
<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	Likonkuagbu	Tani /tan	kièglga
<i>Striga hermontheca</i> (Del.) Benth.	Omagu	Bouyaye	waongo
<i>Loudetia togoensis</i> (Pilger) C.E. H	Kitudiga	Seenon	Soutou
<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	A nabaana	barkerei	Banguin daaga
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	O gougoudo	Guiédiga	Wandé
<i>Eragrostis tremula</i> Hochst. ex Steud.	I gnani	Siouko	Saaga
<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	-	yoloko	Wilin-wiiga
<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Ianidiaga	-	Ganssaaga
Bioindicateurs de milieux conservés	Gourmantchéma	Peulh	Mooré
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Igongonmoiani	Dayé	Moipoiaka
<i>Andropogon asciodis</i> C.B. Cl.	Ti moiagbandi	Yentaaré	Mokanga
<i>Acacia gourmaensis</i> A. Chev.	-	Gaoudel-haoussa	Goumpagnalga
<i>Ficus sycomorus</i> L.	-	-	Ka kanga
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	O'tombu	Banouï	Noega

Enfin la figure 30 donne les perceptions des ressources naturelles et des causes de dégradation de celles-ci. L'axe 1 explique 95% de la variation et oppose la perception environnementale des Peulh à celle des Gourmantché et des Mossé. Selon la perception des causes de dégradation des ressources naturelles, les Gourmantché et les Mossé pensent que certaines espèces végétales disparues ne se trouvent que dans les réserves de Pama, et que sans cet espace de conservation, certaines plantes médicinales ne seraient pas disponibles. Par ailleurs, ils plaident pour le pâturage du bétail dans la réserve, ce qui selon eux, ne semble pas déranger la bonne conservation de la réserve et de sa faune. Les idées des Peulh s'opposent à celles émises précédemment par les Gourmantché et les Mossé. En effet, les Peulh perçoivent que l'action de broutage du cheptel a moins d'impact négatif sur l'environnement que le piétinement du sol. Par ailleurs, ils pensent que les forestiers devraient relâcher la surveillance de la réserve et assouplir les peines pécuniaires.

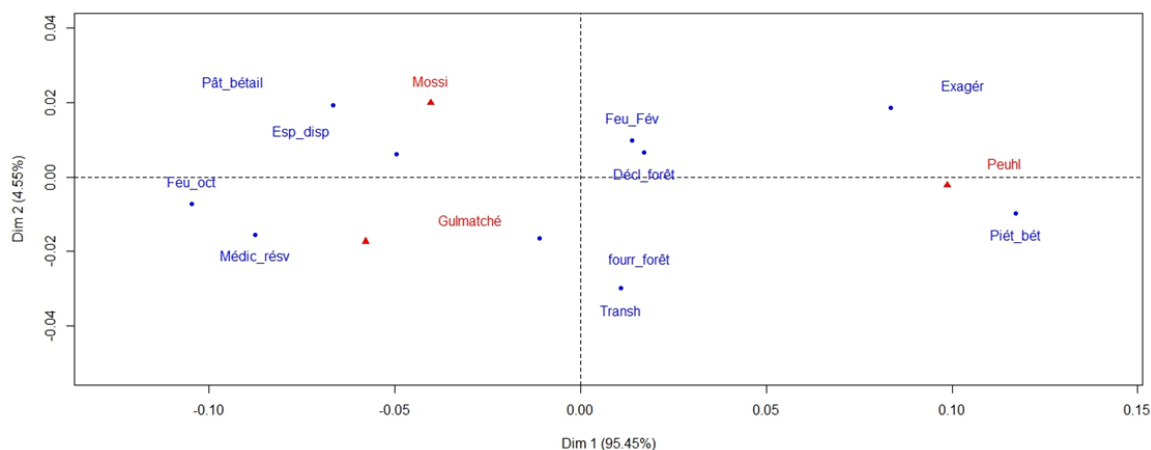


Figure 30: Plan factoriel des perceptions de l'environnement et des groupes ethniques

Pât_bétail: le pâturage du bétail dans la forêt ne dérange pas sa conservation; **Esp_disp**: certaines espèces végétales disparues ne se trouvent que dans la réserve; **Feu_oct**: les feux précoces font du bien à la réserve; **Médic_résv**: sans la réserve nous ne pourrions avoir certains médicaments; **Feu-Fév**: les feux tardifs font du bien à la réserve; **Décl_forêt**: il faut déclasser une partie de la forêt pour donner des champs et de la pâture aux populations; **Fourr_forêt**: le fourrage issu de la forêt est de meilleure qualité que celui du milieu environnant; **Transh**: c'est à cause de la transhumance que l'herbe ne suffit plus pour le bétail; **Exagér**: les forestiers exagèrent la surveillance et les amendes; **Piét_bét**: l'action de piétinement du bétail dégrade la terre plus que le pâturage.

VII.4 Discussion

VII.4.1 Diversité et distribution des connaissances relatives aux usages

Les 8 espèces considérées dans la présente étude sont connues par les trois communautés, mais leurs usages révèlent quelques variations interculturelles. D'une manière générale, les valeurs de l'équitabilité totale (IE) sont élevées chez les Peulh tandis que le nombre d'organes utilisés ainsi que le nombre de types d'usages de ces espèces, affichent des valeurs moins élevées chez les Peulh. Cela montre qu'il existe peu de connaissances dans l'usage de ces espèces chez les Peulh comparativement aux Gourmantché et aux Mossé.

Les feuilles et chaumes des espèces du genre *Andropogon* (*A. gayanus*; *A. ascinodis* et *A. tectorum*) sont communément utilisées par les Gourmantché, les Mossé et les Peulh comme fourrage, pour la toiture des maisons, des hangars ou la clôture des cours. En outre, les Gourmantché et les Mossé utilisent ces espèces comme combustibles ou dans la médecine traditionnelle. Ce même constat est établi par Mbayngone (2008) et Kaboré (2010) pour qui, la paille provenant des *Andropogon* spp., est impliquée dans diverses activités des communautés Gourmantché et Mossé

telles que les toitures des cases, clôture des concessions, des hangars, des greniers; ruches; portes des maisons et nattes.

Pour les espèces ligneuses fourragères (*P. erinaceus*; *A. africana*; *L. laxiflorus* et *Khyaya senegalensis*), les types d'usages ainsi que le nombre d'organes utilisés sont généralement plus diversifiés chez les Gourmantché et les Mossé que chez les Peulh ($P < 0,05$). Ces usages concernent le fourrage, le bâtiment (toiture, clôture, hangar); le bois d'énergie; la médecine voire l'alimentation. Des études précédentes ont révélé des variations interculturelles dans l'usage de *A. africana*; *P. erinaceus* et *K. senegalensis* (Houehanou *et al.*, 2011; Vodouhê *et al.*, 2009; Traoré *et al.*, 2011). Dans la zone d'étude, les différences d'usages entre les Peulh et les deux autres groupes ethniques, pourraient s'expliquer par le style de vie des Peulh qui sont des éleveurs par excellence. Étant donné que le pastoralisme constitue l'activité dominante chez les Peulh, les usages fourragers de ces plantes sont privilégiés par ce groupe ethnique. La valeur de consensus ethnobotanique relativement élevée pour les branches de *P. erinaceus* et *A. africana* chez les Peulh, indique que ce groupe ethnique pratique beaucoup l'émondage de ces deux espèces en saison sèche pour nourrir le bétail. En général les espèces qui sont fréquemment objets d'émondage sont *Azelia africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Khaya senegalensis*, *Lonchocarpus laxiflorus*, *Acacia seyal*, *Balanites aegyptiaca*, *Combretum aculeatum*, *etc.* (Sawadogo, 2011). Particulièrement, certains ligneux fourragers comme *P. erinaceus* et *A. africana* ont des individus constamment étêtés ou mutilés dans les milieux anthropisés de notre zone d'étude (Ouédraogo, 2008; Nacoulma *et al.*, 2011b) et dans d'autres régions du Burkina Faso (Belem *et al.*, 2008; Traoré *et al.*, 2011) ou d'Afrique tropicale (Houehanou *et al.*, 2011; Vodouhê *et al.*, 2009). Les préférences de ces espèces comme ressources fourragères par les autres ethnies (Mossé et Gourmantché), s'expliquent par le fait que les populations rurales de ces ethnies pratiquent toujours un peu d'élevage en plus de l'agriculture (quelques têtes d'ovins, de caprins voire de bovins). Étant donnée que la pratique des cultures fourragères n'est pas installée dans les habitudes, le recours aux ligneux fourragers en saison sèche est une nécessité.

Sterculia setigera et *K. senegalensis* n'indiquent pas de variation interculturelle dans l'usage ($P > 0,05$). Ces espèces sont bien connues dans ces trois communautés pour deux usages essentiels: l'usage fourrager et médicinal. Mbayngone (2008) a déjà mentionné l'utilisation de *Sterculia setigera* en pharmacopée dans cette même zone.

VII.4.2 Perception des menaces et dégradation des ressources biologiques végétales

Du fait de ses usages peu diversifiés dans ces trois communautés, l'espèce *S. setigera* est la moins préférée. Cela pourrait expliquer sa relative stabilité selon la perception des communautés locales. Les 7 autres espèces fourragères apparaissent menacées selon la perception locale. Cela est en accord avec les résultats des auteurs précédents qui pensent que le nombre accru des domaines d'utilisations de certaines espèces les rend très vulnérables (Koura *et al.*, 2011; Traoré *et al.*, 2011). Malgré son abondance relative, les espèces du genre *Andropogon* spp., sont citées parmi celles qui se raréfient. Cela traduit les besoins énormes des populations pour ces espèces. En effet, *Andropogon gayanus* apparaît aujourd'hui être l'espèce la plus employée par les riverains de la réserve (Kaboré, 2010). L'intensification de l'utilisation pastorale et le raccourcissement du temps de jachère, accélèrent la disparition de certaines composantes du tapis herbacée dont *Andropogon* spp. (Le Mire Pêcheux *et al.* 2000). Selon les populations locales, les conditions dans l'aire protégée entraînent aussi la croissance des autres espèces d'herbe, en l'occurrence celles qui intéressent l'artisanat local, le pâturage, la médecine voire d'autres usages.

Ces communautés locales perçoivent leur environnement comme étant menacé, ce qui se traduit par une dynamique régressive des ressources végétales qui culmine avec la disparition de certaines espèces végétales. Ce même constat a été faite par le PICOFA (2007). Des études ethnobotaniques réalisées dans les mêmes zones écologiques par Hahn-Adjali et Thiombiano (2000) et Mbayngone (2008), établissent le même diagnostic. Les facteurs anthropiques constituent aux yeux des populations locales, la première cause de disparition des ressources biologiques, suivi des facteurs climatiques (Ouoba *et al.*, 2014). En effet, chaque année, de nouvelles friches sont effectuées pour installer des champs agricoles. La pression foncière entraîne une réduction du temps de jachère, ce qui affecte la régénération des plantules. Cette situation est aggravée par la culture du coton dans la zone d'étude, et par la transhumance des bovins en direction des pays voisins tels que le Ghana; le Togo; le Bénin; le Niger ou le Mali (Sawadogo *et al.*, 2012).

L'identification des facteurs anthropiques comme étant la première cause de la dégradation de l'environnement, constitue une bonne prédisposition pour établir des stratégies d'éducation aux bonnes pratiques agricoles. En effet, lorsque ces communautés perçoivent la question d'érosion des ressources biologiques comme

étant une difficulté concernant la relation entre l'Homme et son environnement, cela constitue un état d'esprit favorable à une éducation environnementale (Sauvé, 1997; Pruneau *et al.*, 2000; Gilles, 2006).

Pour la gouvernance des réserves partielles de faune de Pama, le régime de concession constitue le cadre dans lequel évoluent les rapports entre les populations riveraines et l'administration. Pour ce faire, des zones de chasse sont concédées à des opérateurs privés et les services forestiers assurent la police forestière. Leur statut de réserves partielles place l'ensemble des réserves de faune de Pama dans la catégorie d'aires protégées ouvertes aux populations, bien entendu pour un ensemble défini d'usages et sous contrôle (ramassage de bois mort, fauchage de la paille, prélèvements de médicaments; récolte de miel). De nos jours, la pression foncière est croissante dans cette zone, à tel point que le front agricole se densifie et les mauvaises pratiques agricoles se développent (exploitation agricole des sols fragiles, érodibles ou pentus; cultures sur brûlis et feux de savane; coupe du bois, pâturage clandestin). Dans ce contexte, les populations reconnaissent la nécessité de la protection afin que la réserve continue à pourvoir ses nombreux services écosystémiques (Hahn-Adjali et Thiombiano, 2000; Thiombiano, 2005). Cependant, elles réclament un meilleur accès aux ressources de la réserve: augmentation du temps de fauche de la paille; accès au cheptel; assouplissement des sanctions forestières, etc. Ces positions apparemment contradictoires posent la problématique de la conservation des ressources naturelles dans un contexte de pauvreté. En même temps que les populations sentent la nécessité de sauvegarder les ressources biologiques des réserves de faune de Pama, elles en retour sont confrontées aux besoins d'exploitation de ces ressources pour assurer leur survie. C'est pourquoi toute stratégie de conservation durable passe nécessairement par l'implication des communautés locales et la prise en compte de leurs perceptions et savoirs locaux (CBD, 2008).

VII.5 Conclusion partielle

Il existe des variations interculturelles dans l'usage des 8 espèces végétales fourragères conformément à l'hypothèse 5. L'usage fourrager de ces espèces est univoque au niveau de toutes ces trois communautés cependant cette catégorie d'usage n'occupe pas toujours la première place. Ainsi les usages à des fins artisanales, médicinales ou énergétiques interviennent souvent avant l'utilisation fourragère. Sauf chez les Peulh qui rapportent peu de sortes d'usages pour ces

espèces, les Gourmantché et les Mossé ont une plus grande diversité d'usages. *S. setigera* est l'espèce ayant le moins d'usages pour toutes ces communautés. Pour ce qui concerne les ligneux fourragers, tandis que les Gourmantché et les Mossé accordent une haute valeur de consensus ethnobotanique aux feuilles suivie des écorces, les Peulh quant à eux préfèrent les branches de *P. erinaceus* et *A. africana*. Cela justifie l'émondage sélectif de ces deux espèces, révélé par plusieurs auteurs. Les mauvaises pratiques agro-pastorales apparaissent comme étant la principale cause de cette dégradation des ressources biologiques. Parallèlement, les réserves de Pama sont perçues comme étant le sanctuaire de conservation de ces ressources végétales. Cependant, les trois communautés ethniques apprécient différemment les services écosystémiques et les modes d'allocation des ressources des réserves de Pama corroborant ainsi l'hypothèse 6. Certains souhaitant un élargissement de l'accès aux dites ressources environnementales. Toutefois, de la perception de ces communautés se dégagent des connaissances environnementales telles que les bio-indicateurs de dégradation ou de retour de la fertilité des sols. Ces savoirs pourraient servir à définir des stratégies d'éducation environnementale.

CHAPITRE VIII: DISCUSSION GENERALE

VIII.1 Analyse rétrospective des méthodes utilisées

VIII.1.1 Échantillonnage et identification des plantes

Dans cette thèse, la technique de l'échantillonnage stratifié et aléatoire basé sur le mode d'utilisation des terres, a été utilisée pour la collecte des données de végétation et du sol. Les principaux types d'utilisation des terres sont les réserves partielles de faune de Pama, les forêts communautaires et les aires communales comprenant les mosaïques champs-jachères et les aires de pâturage. Les champs cultivés ont été exclus dans cette étude du fait de leur perturbation constante et de l'absence d'informations relatives à l'historique des pratiques agricoles qui y ont été appliquées. Dans les placeaux, toutes les espèces végétales sont répertoriées avec leurs coefficients d'abondance et de recouvrement. L'échelle de Braun-Blanquet familièrement utilisée par les phytosociologues (Sinssin, 1993; Thiombiano, 2005; Nacoulma, 2012) a servi pour la détermination de l'abondance dominance des espèces. Cependant, quoique largement utilisé, il faut noter le caractère subjectif de cet outil basé sur l'évaluation visuelle (Bangirinama, 2010; Masharabu, 2011).

L'appui de deux systèmes complémentaires de classification des plantes a été utile pour la vérification des noms. Il s'agit de l'Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009) disponible dans la base de données du Royal Botanic Garden, Kew (<http://www.kew.org/wcsp/>) et la nomenclature des plantes à fleurs d'Afrique tropicale (Lebrun & Stork, 1991-2010) dont la base des données est disponible en ligne (African Plants Database version 3.3.4, <http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/>). Le dernier système est basé sur des critères morphologiques, anatomiques et chimiques des plantes tandis que l'approche APG III, tient compte de la botanique systématique moléculaire. Avec le développement de la bio-informatique, la systématique moléculaire apparaît comme un complément utile de la systématique classique (Masharabu, 2011).

VIII.1.2 Approche pluridisciplinaire

La dégradation des terres est un phénomène complexe qui désigne un ensemble de problèmes qui affectent les ressources naturelles entrant dans la production agricole, pastorale et forestière (UNEP, 1992; FEM, 1999). La complexité du phénomène de dégradation des terres nécessite le recours à des indicateurs pertinents. A ce sujet,

“Nous avons encore à lutter contre les principales incertitudes sur les indicateurs scientifiques du changement et de la nature des liens entre les précipitations, la gestion et les changements environnementaux” (Mortimer et Turner, 2005). Une approche interdisciplinaire intégrant l’analyse spatiale avec des données de terrain relatives à la biodiversité, du sol ou du climat, est nécessaire pour la compréhension des processus de dégradation des terres.

VIII.1.2.1 La télédétection

Pour prendre en compte les dimensions spatiales et temporelles de la dégradation, le recours à l’imagerie spatiale a été indispensable. En effet, la télédétection et les Systèmes d’Information Géographique grâce aux croisements des «couches d’information géoréférencées» peuvent nous permettre d’évaluer la dynamique des systèmes écologiques et des paysages. La télédétection (Chapitre III) est une bonne approche de quantification et de qualification des processus de dégradation des terres. Les phénomènes de dégradation laissent des traces détectables par les satellites d’observation de la terre (empreintes spatiales sur les images). Ainsi, l’analyse multitemporelle du comportement spectral des unités d’occupation du sol est un bon moyen pour détecter les changements d’états sur les écosystèmes (Stefan Schmid, 2003; Koné *et al.*, 2007; Hountondji, 2008; Tabopda et Fotsing, 2010). Parmi les moyens de la télédétection, les indices de télédétection (indice de végétation normalisé, NDVI; Indice de brillance du sol, BI) se révèlent comme des paramètres indicatifs pertinents de l’état de l’environnement. Ils permettent d’extraire l’information sur l’occupation du sol à travers une combinaison linéaire judicieuse de canaux pour estimer la densité du couvert végétal, distinguer les grandes unités naturelles ou culturelles.

Cependant, pour des estimations plus précises, l’analyse de la télédétection doit être complétée par des données de terrain, notamment la composition floristique qui n’est pas détectable dans l’espace.

VIII.1.2.2 Les analyses floristiques

Les études écologiques utilisent largement les données de diversité pour décrire, comparer ou prédire la structure des populations. Les données floristiques permettent d’identifier les espèces diagnostiques ou caractéristiques d’un milieu (Chytry *et al.*, 2002, Willner *et al.*, 2009). En effet, Dufrene et Legendre (1997) ont développé une nouvelle méthode permettant de chercher des bio-indicateurs (IndVal: Indicator

Value). Cette méthode a été appliquée dans les chapitres IV et V. Par ailleurs, dans ces deux chapitres précités, l'analyse des traits biologiques a été effectuée. L'analyse des traits biologiques (types biologiques et phytogéographiques) constitue un indicateur particulièrement important de la structure de l'écosystème ainsi que de son fonctionnement (Aronson *et al.*, 1995).

L'approche des analyses floristiques combinées avec les variables environnementales comme les types d'utilisation des terres et les états de surface des sols, fournit des informations importantes sur les processus de dégradation (Fatunbi *et al.*, 2008; Bondé *et al.*, 2013). Cette approche utilisée au chapitre IV avec comme paramètres stationnels, les états de surface du sol (taux de sol nu, plaquage sablo-gravillonnaire, encroûtement) et à la physionomie de la végétation ligneuse (taux de couverture végétale, hauteur moyenne des arbustes (Casenave et Valentin, 1989; Fatunbi *et al.*, 2008; Abesha, 2014). La combinaison de l'analyse floristique et des états de surface des sols, a permis de discriminer trois faciès de dégradation des agrosystèmes de la zone d'étude puis d'évaluer leurs caractéristiques écologiques et structurales.

De plus lorsque les analyses floristiques sont combinées avec les variables environnementales et historiques (types d'utilisation des terres, perturbations naturelles ou anthropiques, etc.), elles peuvent fournir une information importante sur les processus qui affectent la diversité des espèces (Nacoulma *et al.*, 2011a). Les chapitres V et VI analysent *les changements dans la composition floristique, la diversité et la structure des plantes le long d'un gradient d'utilisation des terres*.

Deux niveaux de diversité ont été utilisés dans l'analyse de la diversité spécifique de la végétation. Il s'agit notamment de la diversité α (indices de Shannon et de Pielou) et de la diversité β (indices de similarité de Jaccard (J) ou de Sorensen). La diversité gamma n'a pas été utilisée ici parce qu'elle s'applique à des grands biomes. L'indice de Pielou exprime le rapport entre la diversité observée et la diversité maximale (Magurran, 2004). Les aspects théoriques de la formulation des indices de diversité (indices de Shannon, de Pielou, etc.) sont largement basés sur la théorie de l'information (Shannon 1948). La critique la plus récurrente concernant l'utilisation de ces indices de diversité, est la sous-estimation de l'information lorsque la proportion d'espèces rares est importante. En effet, l'indice de Shannon est très sensible à la richesse spécifique et son usage doit être prudent car des valeurs identiques de deux formations comparées peuvent traduire des situations bien différentes. Par ailleurs, les processus écologiques peuvent modifier la diversité en

changeant l'équitabilité sans affecter la richesse spécifique totale (Jost, 2010; Marcon, 2011; Dunstan *et al.*, 2012). De plus le nombre d'espèces augmente avec la dimension de l'échantillon et les différences dans la structure des communautés peuvent être confondues avec les différences dans l'intensité d'échantillonnage (Collins et Simberloff, 2009).

Aussi, plusieurs auteurs (Hill et Hamer, 1998; Magurran, 2004; Dajoz, 2006; Mattews et Whittaker, 2015) s'accordent sur le fait que les modèles de distribution d'abondances (Chapitre V) constituent d'excellents moyens pour détecter une perturbation des écosystèmes forestiers (Hill et Hamer, 1998; Magurran, 2004; Dajoz, 2006; Mattews et Whittaker, 2015). Dans une forêt relativement stable, où les espèces sont en équilibre avec la distribution des ressources, l'on s'attendrait à une distribution log-normale des espèces (Magurran, 2004; Barima, 2009). Ces modèles de distribution des espèces sont couramment utilisés pour décrire l'organisation quantitative de l'abondance des espèces en relation avec les ressources disponibles du milieu (Havyarimana *et al.*, 2013; Mattews et Whittaker, 2015).

VIII.1.2.3 L'approche ethnobotanique

L'approche ethnobotanique est nécessaire pour analyser les connaissances, les perspectives et les stratégies des agriculteurs (Wezel et Lykke, 2006; West *et al.*, 2008; Achigan-Dako *et al.*, 2011). La prise en compte des espèces utiles et des espèces indicatrices de dégradation, garantit l'acceptation locale des perspectives et stratégies d'aménagements (Lykke, 2000; Houehanou *et al.*, 2012). L'intégration des analyses socio-économiques à partir des enquêtes ethnobotaniques s'avère aussi nécessaire dans la mesure où, selon Aronson *et al.* (1995), toute politique de conservation doit prendre comme base de réflexion que la population demeure la force dominante, autant dans les écosystèmes naturels que dans les agrosystèmes.

VIII.1.2.4 Techniques d'analyses multivariées: les ordinations

En ce qu'elles permettent la réduction des dimensions, les techniques d'analyses multivariées sont particulièrement adaptées aux données de végétation. Les algorithmes d'ordination sont appropriés pour étudier les relations entre la structure de la végétation et l'environnement (Bouxin, 2008). Les techniques d'ordination sont utilisées depuis quelques décennies dans l'étude de la végétation en Afrique tropicale (Adomou, 2009; Ouédraogo, 2009; Bangirinama *et al.*, 2010; Masharabu, 2011;

Nacoulma, 2012). Suivant que l'on dispose ou non des paramètres écologiques, l'ordination peut être directe ou indirecte. La DCA est la méthode d'ordination indirecte la plus performante car elle corrige l'effet d'arche (effet fer à cheval) et la tendance à comprimer les deux premiers axes (Bouxin, 2008).

VIII.2 Évolution du couvert du sol

Un diagnostic spatio-temporel de l'état et de la dynamique des écosystèmes a permis d'appréhender la dynamique des systèmes écologiques et des paysages de la zone d'étude (Chapitre III). Ainsi une dégradation continue des terres est observée dans les zones non protégées. Les indicateurs spatiaux temporels de dégradation sont l'augmentation du taux de sols nus et des affleurements résiduels, des mosaïques champs-jachères et des savanes arbustives dégradées. A l'inverse, on note la diminution des formations végétales denses comme les savanes boisées, les forêts claires et les galeries forestières. L'anthropisation perturbe l'équilibre écologique de la végétation de cette région avec l'agriculture et l'élevage qui apparaissent comme les facteurs de pression les plus importants sur les écosystèmes (Dipama, 1997; PRIPODE, 2006). Dans ce contexte, les aires protégées apparaissent comme les îlots de conservation de la biodiversité (Mbayngone, 2008).

L'évolution régressive du couvert du sol au cours des deux dernières décennies a été mise en rapport avec l'évolution du climat. La question était de savoir si la végétation de la zone présente une amélioration consécutive aux conditions pluviométriques plus favorables (Nicholson *et al.*, 2005; Hiernaux *et al.*, 2009; Reij *et al.*, 2009) ou au contraire la tendance demeure régressive. Nonobstant leur échelle locale, nos résultats vont à l'encontre de la thèse du reverdissement du Sahel, vu qu'il y a une dégradation importante dans les aires anthropisées. Par ailleurs, il ressort que si l'intensité de la pluviométrie reste globalement satisfaisante, des évènements extrêmes existent, notamment la récurrence des poches de sécheresse. Ce résultat met en cause la mauvaise répartition temporelle des pluies car une année de sécheresse, même extrême, peut-être moins dramatique qu'une suite de deux ou plusieurs années de sécheresse modérée (Diallo, 2011). Cependant, ces résultats présentent des limites importantes en ce qu'elles ne permettent pas de démêler les effets conjoncturels de la sécheresse de l'impact humain. Cela est dû à la grande échelle des données climatiques obtenues dans les stations météorologiques de Fada et de Pama, distantes de 105 Km. L'échelle de ces données climatiques ne permet pas de faire des

régressions pour évaluer l'impact du climat (pluviosité, poches de sécheresse) sur la végétation (paramètres dendrométriques).

VIII.3 Indicateurs liés aux états de surface du sol

L'utilisation des données sur les états de surface du sol, a permis d'établir des indicateurs écologiques correspondant à chaque faciès de dégradation (Chapitre V). L'état de surface du sol reflète «l'état de santé du sol» (Casenave et Valentin, 1989). Les milieux dégradés sont identifiables par les états surfaciques tels que la faible couverture ligneuse, les plages de sols nus, la faible hauteur moyenne des arbustes, la fréquence de plaques de sable et de gravillons, les affleurements rocheux et les pellicules de battance. Boubacar *et al.* (2013) a trouvé des résultats similaires en zone Sahélienne, au Niger. L'intégration des états de surface a permis d'établir un indice (LDI) qui discrimine les états de dégradation. Un indice similaire a servi à Fatunbi *et al.* (2008) à évaluer la dégradation des terres dans une réserve faunique en Afrique du Sud.

VIII.4 Herbacées indicatrices des perturbations d'ordre anthropique

Les changements du milieu (pression agro-pastorale, régime du feu, etc.) peuvent modifier la végétation en faveur de de la composante herbacée ou ligneuse. Cette observation conforte la thèse de la compétition voire de la dépendance entre les strates ligneuse et herbacée. Cependant ces deux composantes de la végétation indiquent des perturbations d'ordre différent. En effet, de par leur pérennité, les ligneux indiquent des changements des conditions climatiques et édaphiques régionales. Au contraire, les herbacées rendent mieux compte des variations locales du milieu (microclimat, sol) et des variations temporaires dues à l'activité humaine (Devineau *et al.*, 1997). Dans les agrosystèmes, les herbacées indiquent le stade éphémère de reconstitution tandis que les ligneux reflètent bien souvent l'état initial de la végétation et renseignent sur le passé agricole et régional. Une modification significative est notée au niveau de la strate herbacée des milieux dégradés (Chapitres IV, V et VI). Dans les stades très dégradés, on remarque une hétérogénéité spécifique de la composante herbacée, plus élevée que les autres états de dégradation (non dégradé et très dégradé), corroborant ainsi 'l'hypothèse de la perturbation intermédiaire' (Connell, 1978; Grime, 2001). Dans les aires communales (mosaïques champs-jachères, espaces pâturés) les espèces messicoles (adventices annuelles) sont dominants au détriment

des graminées pérennes caractéristiques de milieux stables tels que les aires protégées. Ce type de perturbation induit par la pression pastorale, a été signalé par Daget et Godron (1995) puis César (2005).

VIII.5 Espèces indicatrices de dégradation

L'analyse floristique basée sur les valeurs indicatrices des espèces végétales a permis d'établir les espèces caractéristiques des trois états de dégradation (Chapitre IV, Tableau XXII). Les états dégradés sont caractérisés par des espèces telles que *Shoenefeldia gracilis* Kuntch, *Aristida hordeacea* Kunth, *Acacia seyal* Del, *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst, *Setaria pumila* (Poir.) Roem., *Balanites aegyptiaca* (L.) Del, *Brachiaria distichophylla* (Trin.) Stapf et *Loudecia togoensis* (Pilger) C.E. Hubbard. Les états non dégradés sont quant à eux caractérisés par la présence des espèces telles que *Andropogon gayanus* Kunth, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. C, *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth, *Combretum adenogonium* Steud. Ex. A. Rich, *Combretum molle* G. Don, *Ziziphus mucronata* Willd.

On trouve une forte présence de *Hyptis suaveolens* Poit dans les milieux très pâturés (ZOVIC et les aires communales). Cette espèce est caractéristique de milieux pâturés (Aboh *et al.*, 2008),. Par ailleurs, dans les jeunes jachères de moins de 6 ans, se développent des herbacées adventices messicoles comme *Eragrostis tremula* Hochst. ex Steud, *Digitaria horizontalis* Willd, *Pennisetum pedicellatum* Trin et *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Wild (Fournier *et al.*, 2001). Quant aux vieilles jachères de plus de 20 ans, comme c'est le cas pour les réserves de Pama, elles sont caractérisées par des espèces telles que *Andropogon gayanus* Kunth, *Andropogon pseudapricus* Stapf, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. Clayton et *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf. Ces herbacées vivaces caractérisent un retour de fertilité suite à la reconstitution du milieu savanicole (Le Mire Pêcheux *et al.*, 2000).

VIII.6 Analyse des stratégies démographiques des espèces

En plus de l'analyse descriptive, une analyse des caractéristiques biologiques des espèces a été faite par l'étude des stratégies démographiques des espèces (modèles de distribution d'abondance des espèces) et des groupes fonctionnels (types biologiques et phytogéographiques).

La “thérophytisation” c’est-à-dire l’enrichissement d’un milieu en Thérophytes, est un caractère de dégradation. C’est ainsi que les aires anthropisées sont plus riches en Thérophytes (58,8%) que les réserves de Pama (30,8%). Les ZOVIC se trouvent dans une situation de dégradation intermédiaire avec 48,8% de Thérophytes. A l’inverse, la dominance des Phanérophytes traduit un état de conservation des écosystèmes soudaniens. Les réserves de Pama comptent environ 52,65% de Phanérophytes tandis que les aires anthropisées n’en comptent que 29.9%. L’analyse détaillée de la distribution géographique des espèces a montré que les espèces largement distribuées (les espèces plurirégionales africaines, pantropicales, paléotropicales, afrotropicales, afro-malgaches et cosmopolites) dominent dans les unités de végétation dégradées (Chapitres IV). C’est le cas dans les aires anthropisées (jachères, aires de pâturage) et les ZOVIC (Chapitre V) et dans les berges des zones humides non protégées (Chapitre VI). Par contre dans les unités non dégradées, les réserves de Pama et les berges des zones humides protégées, on remarque une représentation significativement plus grande en espèces soudaniennes et en espèces à distribution continentale. Une forte représentation d’espèces à large distribution peut être un indice de dégradation car la flore perd sa spécificité (Devineau *et al.*, 1997).

VIII.7 Un nombre élevé d’espèces rares dans les milieux dégradés

Le modèle de distribution d’abondance des espèces a montré que les aires communales (jachères, espaces pâturés) sont plus dégradées que les aires protégées (réserves de Pama, ZOVIC). Les milieux dégradés s’écartent de la distribution log-normale qui traduit une bonne distribution des communautés en équilibre avec les ressources environnementales (Masharabu *et al.*, 2011; Barima *et al.*, 2012). Dans les aires communales, la distribution des espèces s’apparente plutôt au modèle log-séries, traduisant ainsi la présence d’un nombre élevé d’espèces rares. La répartition inéquitable des ressources engendre un nombre élevé d’espèces moins abondantes et peu compétitives, qui sont reléguées aux endroits défavorables (Magurran et Henderson, 2003; Yin *et al.*, 2005). D’autres travaux menés en Afrique tropicale ont abouti à des résultats similaires. En Afrique tropicale, d’autres auteurs ont eu des résultats similaires au Burundi (Masharabu, 2010 et Havyarimana *et al.*, 2013) et en Côte d’Ivoire (Barima *et al.*, 2012).

Un autre questionnement est relatif à la grande fréquence des espèces accidentelles dans les relevés des berges des zones humides protégées et non protégées (Chapitre

VI). Selon Dajoz (2006) les espèces accidentelles sont celles qui ont une fréquence d'occurrence inférieure à 25% c'est à dire qu'on les trouve dans 1 à 25% des relevés. La grande fréquence de ces espèces accidentelles est-elle due à la fréquentation de la zone par les animaux (bétail ou herbivores sauvages) ou est-ce le signe des changements climatiques et de la dégradation de ces zones humides? L'hypothèse d'un processus de changement écologique est la plus plausible. En effet Hountondji (2008) remarque qu'au fur et à mesure que la pluviométrie baisse, des espèces de savane ou de forêt claire - qui ne sont pas véritablement des espèces ripicoles - migrent vers le lit mineur. La dégradation des zones humides les rapprocheraient des conditions de la zone sèche propices pour ces espèces de savanes.

VIII.8 Perceptions de la dégradation et savoirs locaux

Le chapitre VII explore les connaissances locales de trois groupes ethniques du Sud-Est du Burkina Faso sur huit espèces et analyse leurs perceptions sur la dégradation des ressources biologiques végétales. Ces espèces (*Andropogon gayanus* Kunth; *Andropogon ascinodis* C.B. Cl.; *Andropogon tectorum* Schum. & Thonn.; *Pterocarpus erinaceus* Poir.; *Azelia africana* Sm.; *Sterculia setigera* Del.; *Lonchocarpus laxiflorus* Guill. & Perr et *Khaya senegalensis* (Des.) A. Juss.), ont été choisies sur la base de leur valorisation socio-économique (Kiéma, 2007). D'une manière générale, les usages de ces espèces concernent le fourrage, le bâtiment (toiture, clôture, hangar); le bois d'énergie; la médecine voire l'alimentation. Les Peulh ont peu de connaissances dans l'usage de ces espèces (mis à part l'usage fourrager) comparativement aux Gourmantché et aux Mossé. La valeur de consensus ethnobotanique relativement élevée pour les branches de *P. erinaceus* et *A. africana* chez les Peulh, indique que ce groupe ethnique pratique beaucoup l'émondage de ces deux espèces en saison sèche pour nourrir le bétail. Des études précédentes ont révélé des variations interculturelles dans l'usage de *A. africana*; *P. erinaceus* et *K. senegalensis* (Houehanou *et al.*, 2011; Vodouhê *et al.*, 2009; Traoré *et al.*, 2011).

L'espèce *S. setigera* est la moins préférée de ces trois groupes ethniques. Les 7 autres espèces fourragères apparaissent menacées selon la perception locale. Par ailleurs, des bio-indicateurs de dégradation ou de milieux conservés selon les perceptions de ces communautés locales ont été identifiées (Tableau XXXIV). La prise en compte des espèces utiles et des espèces indicatrices de dégradation, garantit des perspectives et stratégies d'aménagements durables (Lykke, 2000; Houehanou *et al.*, 2012).

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

Les changements d'usage des terres et les mauvaises pratiques de gestion ont par endroits compromis dangereusement la disponibilité des ressources pour les générations actuelles et futures. Sous les effets conjugués de facteurs naturels et anthropiques, on assiste à une forte dégradation du potentiel de production des systèmes agro-sylvo-pastoraux. Le but de cette étude est de contribuer à une meilleure compréhension du phénomène de dégradation des terres dans la zone d'endémisme soudanien du Sud-Est du Burkina Faso. Une approche interdisciplinaire a été adoptée, intégrant l'analyse spatiale, les domaines de la systématique, l'écologie des perturbations, l'ethnobotanique et les statistiques, pour déterminer des indicateurs spatiaux de dégradation des terres. Ainsi, au cours de ce travail, une analyse des patrons (formes) de distribution de la phytodiversité et sa relation avec la dégradation est faite, les relations de cause à effet qui lient les espèces à leurs milieux sont établies et des indicateurs d'état et d'alerte sont proposés pour le management des écosystèmes.

Les résultats confirment l'hypothèse 1 montrant que les réserves partielles de faune de Pama jouent un grand rôle dans la conservation de la biodiversité dans cette zone. C'est l'unité d'occupation des sols qui apparaît la moins dégradée. On y note une amélioration de 58% de sa végétation durant ces 10 dernières années tandis que les agrosystèmes connexes connaissent un taux de dégradation de 28,82% dans le même temps. Le gradient d'anthropisation a un impact sur la dégradation des écosystèmes de cette zone. La réduction de la végétation et l'ouverture du paysage apparaissent comme étant les deux grandes formes de dégradation des terres dans cette zone. La savane boisée est la classe d'occupation la plus affectée par la dégradation. La dégradation se traduit par une conversion des formations végétales denses (forêts galeries, forêts claires, savanes boisées) en des formations moins denses (savanes arbustives) ou en mosaïques champs-jachères voire en sols nus. La dégradation des terres est due aux effets conjugués des variabilités climatiques et des activités anthropiques. Selon les valeurs de l'indice standardisé des précipitations (SPI) dans cette région, la dernière décennie est marquée par des séquences sèches plus fréquentes que les deux décennies précédentes. L'agriculture et l'élevage apparaissent

comme étant les deux pratiques qui dégradent les terres dans cette zone. Il apparaît urgent d'encadrer ces deux activités par des bonnes pratiques agricoles et pastorales. Une typologie des états de dégradation des groupements végétaux de la zone d'étude a permis de dégager trois faciès de dégradation distincts. Les états dégradés sont reconnaissables par une abondance en Thérophytes et en espèces annuelles ou à large distribution. Par ailleurs ils sont caractérisés par des espèces indicatrices telles que *Shoenefeldia gracilis* Kuntch, *Aristida hordeacea* Kunth, *Acacia seyal* Del, *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst, *Setaria pumila* (Poir.) Roem. Et Schult, *Balanites aegyptiaca* (L.) Del, *Brachiaria distichophylla* (Trin.) Stapf et *Loudecia togoensis* (Pilger) C.E. Hubbard. D'autre part ces états dégradés peuvent être déterminés par des indicateurs liés aux états de surface que sont la faible couverture ligneuse, des plages de sols nus, la faible hauteur des arbustes, la présence des plaques de sable et de gravillons, les affleurements rocheux et les pellicules de battance qui apparaissent au-dessus du sol dénudé. Ces informations relatives aux états de surface ont permis d'établir un indicateur synthétique de dégradation des terres (LDI, land degradation index). L'indice de dégradation des terres (LDI) ainsi calculé apparaît comme un outil de synthèse capable d'intégrer des informations sur les fonctions de dégradation des terres et de révéler les changements observés aussi bien dans le temps que dans l'espace. C'est un outil de la gouvernance et la prise de décisions concernant les indicateurs de dégradation. Sa valeur est comprise entre 0 et 100 et une valeur supérieure à 50 désigne un seuil critique de dégradation des terres, qui nécessite des techniques de restauration ou de réhabilitation.

Au contraire, les états non dégradés sont dominés par des Phanérophytes, des espèces pérennes et soudaniennes ou soudano-zambéziennes. Ils sont caractérisés par des espèces indicatrices telles que *Andropogon gayanus* Kunth, *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) W.D. C, *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth, *Combretum adenogonium* Steud. Ex. A. Rich, *Combretum molle* G. Don, *Ziziphus mucronata* Willd. Quant aux états moyennement dégradés, ils ont une hétérogénéité spécifique en herbacées plus élevée que les autres états de dégradation (non dégradé et très dégradé) corroborant ainsi "l'hypothèse de la perturbation intermédiaire". Notre hypothèse 2 est donc infirmée.

Trois principaux types d'utilisation des terres caractérisent la zone d'étude. Il s'agit des réserves partielles de faune de Pama, des zones villageoises d'intérêt cynégétique (ZOVIC) et des aires communales (aires de pâturage, jachères). Ces types

d'utilisation des terres ont un impact significatif sur les patrons de distribution des espèces et la diversité floristique dans la zone d'étude, ce qui corrobore l'hypothèse 3. Les changements d'état qui caractérisent les trois principaux types d'utilisation des terres concernent aussi bien la diversité structurale (indices de diversité alpha et bêta) et la diversité fonctionnelle (spectres biologique et phytosociologique). Les réserves de Pama sont caractérisées par une plus grande diversité en ligneux tandis les aires communales ont une grande hétérogénéité spécifique en herbacées ainsi qu'une plus grande fréquence des thérophytes et des espèces annuelles. L'utilisation des modèles de distribution d'abondance confirme l'existence d'un gradient de dégradation au niveau des différents types d'utilisation des terres. En effet, la distribution d'abondance des espèces des aires protégées (réserves de Pama et ZOVIC) s'apparente au modèle de distribution log-normale qui caractérise les communautés bien distribuées, en équilibre dans un environnement homogène. Quant aux aires communales (jachères, aires de pâturage), la distribution de leurs espèces s'apparente au modèle de distribution log-séries. Ce dernier modèle traduit la présence d'un nombre élevé d'espèces rares induites par une répartition inéquitable des ressources, ce qui engendre une répartition inéquitable des individus entre les espèces.

Une comparaison de la flore et des paramètres de structure de la végétation des berges des zones humides a permis d'évaluer l'impact du statut de conservation sur ces ressources (Chapitre VII). Dans les sites protégées la surface terrière et la densité des ligneux sont plus grandes que dans les sites non protégés. Par ailleurs, les berges des aires protégées sont plus riches en diversité ligneuse, en Phanérophytes et en espèces soudaniennes tandis que les berges non protégées sont caractérisés par une plus grande diversité en herbacées, une fréquence élevée des Thérophytes et des espèces à large distribution. L'hypothèse 4 est donc confirmée. La flore et la végétation des berges des zones humides non protégées, est plus dégradée que celles protégées. Cependant des signes de dégradation existent dans les peuplements végétaux des aires protégées bien que la structure diamétrale des ligneux de ces sites traduise un état d'équilibre. Cette dégradation est traduite par une difficulté de survie des individus en régénération, une perte de la spécificité floristique de ces milieux humides (faible représentation des familles des Rubiaceae et des Ceasalpiniaceae); une forte présence des espèces de savanes (Poaceae; Combretaceae). Les pressions anthropiques qui s'exercent particulièrement sur ces zones humides, expliqueraient les perturbations relevées dans ces sites. Cette étude fournit également des indicateurs d'état et d'alerte

sur les écosystèmes des zones humides. Une attention particulière est donc nécessaire notamment dans le suivi écologique des espèces de ces milieux humides, en particulier le suivi des individus en régénération sur les berges des milieux humides de la zone.

Enfin, l'exploration des connaissances locales et des perceptions des trois principales communautés du sud-est du Burkina, liées à 8 espèces à grande valeur fourragère, a été faite (*Andropogon gayanus* Kunth; *Andropogon ascinodis* C.B. Cl.; *Andropogon tectorum* Schum.& Thonn.; *Pterocarpus erinaceus* Poir.; *Afzelia africana* Sm.; *Sterculia setigera* Del.; *Lonchocarpus laxiflorus* Guill. & Perr et *Khaya senegalensis* (Des.) A. Juss.). Il apparaît que les connaissances de ces populations sur ces espèces sont diversifiées et influencées par les groupes ethniques, ce qui confirme l'hypothèse 5. Ainsi, l'usage fourrager de ces espèces est univoque au niveau de toutes ces trois communautés cependant cette catégorie d'usage n'occupe pas toujours la première place. Ainsi pour certaines espèces, les usages à des fins artisanales, médicinales ou énergétiques interviennent souvent avant l'utilisation fourragère. Les Gourmantché et les Mossé rapportent une plus grande diversité d'usages par rapport aux Peulh. *Sterculia setigera* est l'espèce ayant le moins d'usages. Tandis que les Gourmantché et les Mossé accordent une haute valeur de consensus ethnobotanique aux feuilles des ligneux fourragers, suivie des écorces, les Peulh quant à eux préfèrent les branches de *P. erinaceus* et *A. africana*. Cela justifie l'émondage sélectif de ces deux espèces, révélé par plusieurs auteurs. Quelques différences existent entre les Peulh, les Gourmantché et les Mossi, pour ce qui concerne l'appréhension des menaces affectant les ressources naturelles. Toutefois, de la perception de ces communautés se dégagent des connaissances environnementales. Ces savoirs locaux concernent la perception du rôle et des services écosystémiques des réserves de Pama, la perception des mauvaises pratiques agricoles; leurs connaissances des espèces indicatrices de dégradation et des espèces indicatrices de retour de la fertilité. Ces savoirs pourraient servir à définir des stratégies d'éducation environnementale. A travers une approche participative avec les gestionnaires immédiats de l'environnement.

Applicabilité des résultats et perspectives

La présente étude contribue à fournir des outils de gestion durable aux gestionnaires des écosystèmes, aux ONG de conservation et aux scientifiques. Les indices de diversité alpha et bêta, les chorotypes et les types biologiques ainsi que les modèles de

distribution d'abondance des espèces, sont des outils pertinents pour la gestion des ressources biologiques. Ces indicateurs renforcent les capacités techniques et scientifiques et améliorent la communication entre l'ensemble des acteurs chargés de la gestion des ressources naturelles de la zone d'étude. Ainsi, les indicateurs écologiques montrent que les ZOVIC sont dans un état de dégradation intermédiaire, ce qui recommande la prise de mesures urgentes pour réduire les impacts anthropiques sur ces agrosystèmes. Les indicateurs d'état ou d'alerte proposés concernent les espèces indicatrices de dégradation, l'occurrence des espèces rares, la fréquence des Thérophytes, Chaméphytes ou des Phanérophytes; la fréquence des espèces annuelles ou pérennes; le niveau d'enrichissement spécifique du milieu en herbacées et les états de surface du sol (taux de couverture du sol, épandage de sable et de gravillon, affleurements rocheux, encroûtement). Par ailleurs, un modèle de prise de décision a été développé à travers l'établissement de l'indice de dégradation des terres (LDI) qui renseigne sur le niveau de dégradation des écosystèmes. Cependant ces indicateurs ne sont pas exhaustifs tant et si bien que d'autres recherches sont nécessaires dans les domaines suivants:

- La poursuite de la collecte des données dans le temps, ce qui permettra d'établir une base de données solide, de tester et de valider les indicateurs précités et de suivre de la dynamique des écosystèmes.
- Le suivi de la régénération dans les sites dégradés et l'identification d'espèces résilientes pour la restauration de ces sites.
- L'exploration des interactions plantes-animaux dans la distribution des diaspores. En effet, la proportion des espèces zoochores en liens avec le comportement alimentaire des animaux, donnerait des indications supplémentaires sur les dégradations des ressources végétales.
- Entreprendre des études sur les stratégies d'adaptation des espèces, à travers l'analyse du comportement des espèces vis-à-vis de la lumière. En effet, une augmentation des espèces héliophiles est un indicateur d'une succession régressive due aux perturbations anthropogéniques.
- La poursuite de l'étude des savoirs locaux dans la perspective d'assurer une plus grande participation des populations locales, gage d'une gestion durable des ressources naturelles.

- La modélisation de la distribution des espèces en fonction des changements climatiques dans le but d'identifier les espèces résilientes aux effets des changements climatiques.

Recommandations

Dans la perspective d'une gestion durable de la biodiversité, nous formulons les recommandations suivantes à l'endroit des décideurs, des ONG et services forestiers en charge de la gestion des ressources naturelles:

- Sensibiliser et former les populations rurales à l'utilisation de techniques culturales durables notamment l'application des techniques CES/DRS et des bonnes technologies agricoles locales à répertorier.
- Utiliser les bio-indicateurs locaux de dégradation/conservation pour concevoir des programmes d'éducation environnementale avec les communautés riveraines des réserves de Pama.
- Pour la restauration écologique des sites dégradés, encadrer et accompagner les populations locales à planter des espèces locales de leur préférence, telles que *Andropogon spp.*; *Pterocarpus erinaceus*, *Azizelia africana*, *Sterculia setigera* et *Khaya senegalensis*.
- Pour le suivi écologique des aires de pâturage, suivre régulièrement la dynamique de la phytodiversité ces sites et procéder à leurs aménagements réguliers.
- Prendre des mesures pour diminuer l'influence des activités humaines sur les ZOVIC (pression du pâturage).
- Assurer un suivi écologique des espèces des milieux humides et le suivi des individus en régénération sur les berges de ces milieux écologiques.
- Afin de préserver les ressources naturelles des aires protégées, mieux réguler le pâturage et faire respecter les pistes de transhumance lors du passage des animaux.
- L'utilisation de l'indice de dégradation des terres (Land Degradation Index, LDI) pour le suivi et la surveillance écologiques par les techniciens des domaines de l'agriculture et de la foresterie ainsi que par les décideurs (ONG).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aarrestad PA, Masunga GS, Hytteborn H, Pitlagano ML, Marokane W, Skarpe C (2011) Influence of soil, tree cover and large herbivores on field layer vegetation along a savanna landscape gradient in northern Botswana. *Journal of Arid Environments*, 75: 290-297.
- Abesha GA (2014) Herbaceous vegetation restoration potential and soil physical condition in a mountain grazing land of Eastern Tigray, Ethiopia. *Journal of Agriculture and Environment for International Development-JAEID*, 108 (1): 81-106. DOI: 10.12895/jaeid.20141.212.
- Aboh BA, Houinato M, Oumorou M, Sinsin B (2008) Capacités envahissantes de deux espèces exotiques, *Chromolaena odorata* (Asteraceae) et *Hyptis suaveolens* (Lamiaceae), en relation avec l'exploitation des terres de la région de Bétécoucou (Bénin). *Belgium Journal of Botany* 141: 113-128.
- Achigan-Dako E, N'Danikou S, Assogba-Komlan F, Ambrose-Oji B, Ahanchede A, Pasquini M (2001) Diversity, Geographical, and Consumption Patterns of Traditional Vegetables in Sociolinguistic Communities in Benin: Implications for Domestication and Utilization. *Economic Botany*, 65:129-145.
- Adger, W.N., Benjaminsen, T.A., Brown, K., Svarstad, H. (2000) *Advancing a Political Ecology of Global Environmental Discourse*. Centre of Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia, London.
- Adomou AC, Mama A, Missikpode R, Sinsin B (2009) Cartographie et caractérisation floristique de la forêt marécageuse de Lokoli (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3(3): 492-503.
- Adomou, AC, Sinsin, B, Akoégninou, AA, Van der Maesen, J (2009) Plant species and ecosystems with high conservation priority in Benin. In: van der Burgt, X., van der Maesen, J., Onana, J.-M. (Eds.), *Systematics and Conservation of African Plants*. Royal Botanic Gardens, Kew, pp. 427-441.
- Adou YCY, Bakayogo A, Akpatou KB, N'Guessan K (2011) Impacts de pressions anthropiques sur la flore et la structure de la végétation dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 12 (2): 1560-1572.
- Agrawal C, Green GM, Grove JM, Evans TP, Schweik CM (2002) *A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time and human choice*. Department of Agriculture, Forest Service Northeastern Research Station, Newton Square, US.
- Ambouta JMK, Valentin C, Laverdiere MR (1996) Jachère et croûte d'érosion au Sahel. *Sécheresse* ; 7: 269-75.
- Andrews, SS, Mitchell, JP, Mancinelli, R, Karlen, DL, Hartz, TH, Horwath, WR, Pettygrove, GS, Scow, KM, Munk, DS (2002) On-farm assessment of soil quality in California's central valley. *Agronomy Journal*, 94: 12-23.
- APG III (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161: 105-121.

- Arim M, Abades SR, Neill PE, Lima M, Marquet PA (2006) Spread dynamics of invasive species. *Proceeding of the National Academy of Sciences of USA*, 103(2): 374-378.
- Ariori SL, Ozer P (2005) Évolution des ressources forestières en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne au cours des 50 dernières années. *Geologie et Ecologie Tropicale*, 29: 61-68.
- Aronson J, Floret C, Le Floc'h E, Ovalle C, Pontanier R (1995) Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts. In : R. Pontanier, A M'Hiri, N. Akrimi, J. Aronson et E. Le Floc'h (Eds), John Libbey Eurotext, Paris, 1995. L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ? 11-29 p.
- Assogbadjo AE, Glèlè Kakai R, Chadaré FJ, Thomson L, Kyndt T, Sinsin B., Van Damme P (2008) Folk classification, perception, and preferences of baobab products in West Africa: consequences for species conservation and improvement. *Economic Botany*, 62 (1): 74-84.
- Assogbadjo AE, Sinsin B (2002) Diversité des primates de la forêt marécageuse de Lokoli et élaboration de stratégies pour leur conservation durable. *Proceeding of the international workshop on Mammalogy REVZZ Benin*, 30 octobre-18 Novembre 2002, pp: 132-142.
- Aubreville A (1957) Accord de Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et Forêts des Tropiques*, 51 : 23-7.
- Bangirinama F, Bigendako MJ, Lejoly J, Noret N, De Nannière C, Bogaert J (2010) Les indicateurs de la dynamique post-culturelle de la végétation des jachères dans la partie savane de la réserve naturelle forestière de Kigwena (Burundi). *Plant Ecology and Evolution*, 143: 138-147.
- Barbier EB (1997) Economic determinants of land degradation in developing countries. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 1356 (352): 891-899.
- Barima SSY, Angaman MD, De Cannière C, Bogaert J (2012) Influence of forest degradation on tree diversity in a forest-savannah transition in Eastern Ivory Coast. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(4): 1467-1479.
- Barima SSY, Barbier N, Ouattara B, Bogaert J (2010) Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnology Agronomy Society and Environment*, 14(4): 617-625.
- Barima YSS (2010) *Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieu de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d'Ivoire)*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 196 p.
- Bartolome J, Franch J, Plaixats J, Seligman N G (2000) Grazing alone is not enough to maintain landscape diversity in the Montseny Biosphere Reserve. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 77: 267-273.
- Beina D (2011) Diversité floristique de la forêt dense semi-décidue de Mbaïki, république Centrafricaine : étude expérimentale de l'impact de deux types d'intervention sylvicole. Thèse de doctorat, Université de Picardie Jules Verne, 218 p.

- Belem B, Olsen CS, Theilade I, Bellefontaine R, Guniko S, Lykke AM, Diallo A, Boussim JI (2008) Identification des arbres hors forêt préférés des populations du Sanmatenga (Burkina Faso). *Bois et Forêts des Tropiques*, 298(4): 53-64.
- Belem OM (2008) *Les galeries forestières de la Réserve de la Biosphère de la Mare aux Hippopotames du Burkina Faso : caractéristiques, dynamique et ethnobotanique*. Thèse de doctorat d'état, université de Ouagadougou, 279 p.
- Belem OM (2001) Diversité floristique de deux forêts galeries de la Réserve de la Biosphère de la Mare aux Hippopotames (Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Systematics and Geography of Plants* 71: 797-806.
- Bergaoui M, Alouini, A (2001) Caractérisation de la sécheresse météorologique et hydrologique : cas du bassin versant de Siliana en Tunisie. *Sécheresse*, 12: 205-13.
- Binot A, Castel V, Caron A (2006) L'interface faune-bétail en Afrique subsaharienne. *Sécheresse*, 17 (1-2): 349-361.
- Bognounou F, Thiombiano A, Savadogo P, Boussim JI, Odén PC, Guinko S (2009) Woody vegetation structure and composition at four sites along latitudinal gradient in Western Burkina Faso. *Bois et Forêt des Tropiques*, 300(2): 29-44.
- Bokary A K, Bouvet J M, Picard N (2004) Size class distribution and spatial pattern of *Vitellaria paradoxa* in relation to farmers, practices in Mali. *Agroforestry systems*, 60: 3-11.
- Bondé L, Ouédraogo O, Kagambéga F, Joseph IB (2013) Impact des gradients topographique et anthropique sur la diversité des formations ligneuses soudaniennes. *Bois et forêts des tropiques*, 318 (4): 15-25.
- Bonou W, Glèlè KR, Assogbadjo AE, Fonton HN, Sinsin B (2009) Characterisation of *Azelia Africana* Sm habitat in the Lama Forest reserve of Benin. *Forest Ecology and Management*, 258:1084-1092.
- Botoni E, Reij C (2009) La transformation silencieuse de l'environnement et des systèmes de production au sahel : Impacts des investissements publics et privés dans la gestion des Ressources Naturelles. CILSS, 61p.
- Botoni HE (2003) Interactions Elevage-Environnement. Dynamique des paysages et évolution des pratiques pastorales dans les fronts pionniers du Sud-Ouest du Burkina Faso. Thèse de doctorat de l'université Paul Valéry Montpellier III, Spécialité : Biologie des Populations et Ecologie, 293 p.
- Boubacar MM, Inoussa MM, Ambouta JMK, Mahamane A, Jorgen AA, Harissou Y, Rabiou H (2013) Caractérisation de la végétation ligneuse et des organisations pelliculaires de surface des agrosystèmes à différents stades de dégradation de la commune rurale de Simiri (Niger), *International Journal of Biological and Chemical Science*, 7(5): 1963-1975.
- Bouché P, Clark G, Lungren CG, Hien B, Omondi P (2003) *Recensement aérien total de l'Ecosystème « W »-Arli-Pendjari-Oti-Mandori-Kéran (WAPOK)*, Ouagadougou, PAUCOF, 118 p.
- BoukpeSSI T (2003) Les pratiques endogènes de gestion et de conservation de la biodiversité : cas des bois sacrés du centre Togo. Mémoire de maîtrise, université de Lomé, 104 p.

- Bouxin G (2008) Analyse statistique des données de végétation: les techniques d'analyse factorielle et d'ordination [en ligne]: <http://users.skynet.be/BouxinGuy/ASDV/ASDVhtm>.
- Boutrais J (2008) Pastoralisme et aires protégées d'Afrique de l'Ouest en regard de l'Afrique de l'Est. In Aubertin C., Rodary E. (eds) Aires protégées, espaces durables ? Editions IRD, pp : 215-246.
- Boutrais J (1996) Populations et environnement pastoral en Afrique tropicale. In Gendreau F., Gubry P. et Véron J. (Eds): Populations et environnement dans les pays du Sud. Karthala-Ceped, pp : 177-198.
- Brabant P (2010) Une méthode d'évaluation et de cartographie de la dégradation des terres. Proposition de directives normalisées. Les dossiers thématiques du CSFD, N°8. CSFD / Agropolis International, Montpellier, France, 52 p.
- Braun-Blanquet J (1932) Plant sociology The study of plant communities. Ed Mac Graw Hill, New York, London, 439 p.
- Briassoulis H (2001) Sustainable development and its indicators: Through a (planner's) glass darkly. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44(3): 409-427.
- Brou T (2010) Variabilité climatique, déforestation et dynamique agro-démographique en Côte d'Ivoire. *Sécheresse*, 21 (1): 1-6. doi: 10.1684/sec.2010.0227.
- Bruellheide H, (2000) A new measure of fidelity and its application to defining species groups. *Journal of Vegetation Science*, 11: 167-178.
- Brussaard L, Ruiter PC, Brown GG (2007) Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121 (2007) 233–244.
- Burel F, Baudry J (2003) Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications. Edition Tech & Doc, 359 p.
- Camou-Guerrero A, Reyes-Garcia V, Martínez-Ramos M, Casas A (2008) Knowledge and use value of plant species in a Rarámuri community: a gender perspective for conservation. *Human Ecology*, 36, 259-272.
- Casenave A, Valentin C (1989) Les états de surface de la zone Sahélienne: influence sur l'infiltration. Éditions de l'ORSTOM, Paris, 231 p.
- CBD (2008) Biodiversité et agriculture, protéger la biodiversité et assurer la sécurité alimentaire. Journée internationale de la diversité biologique. 22 Mai 2008, 56 p.
- César J, (2005) L'évaluation des ressources fourragères naturelles. Production fourragère tropicale, Document de synthèse, Fiche n° 17, CIRDES, CIRAD, 12 p.
- César J (1991) Typologie, diagnostic et évaluation de la production fourragère des formations pastorales en Afrique tropicale. *Fourrages*, 128, pp : 423-442.
- Chillasse L, Dakki M, Abbassi M (2001) Valeurs et fonctions écologiques des zones humides du Moyen Atlas (Maroc). *Humedales Méditerranéens*, 1:139-146. http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/outreach_actionplan_westafricapdf
- Chokkalingam U, Dejong W (2001) Secondary forest: a working definition and typology. *International forestry review*, 3(1):19-26.
- Chytry M, Tichy L, Holt J, Botta-Dukat Z (2002) Determination of diagnostic species with statical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*, 13: 79-90.

- Collins MD, Simberloff M (2009) Rarefaction and non-random dispersal patterns. *Environmental and Ecological Statistics*, 16: 89-103.
- Connell J H (1978) Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- CORNET A (2002) La désertification à la croisée de l'environnement et du développement : un problème qui nous concerne. pp. 91-130, In R. Barbault, Cornet A., Jouzel J., Megie G., Sachs I., & J. Weber Edit. Johannesburg Sommet Mondial du Développement Durable 2002, Quels enjeux ? La contribution des scientifiques au Débat. ADPF, Paris, 201 p.
- Cramer VA, Hobbs RJ, Standish RJ (2008) What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 104-112.
- Da S (2006) *Etude de la végétation de la forêt classée de Gonsé (Zone Nord soudanienne du Burkina Faso)*. Mémoire de DEA, Université de Ouagadougou, 79 p.
- Daget Ph., Godron M., 1995. Pastoralisme : Troupeaux, espaces et sociétés. HATIER, AUPELF, UREF, Collection «Universités Francophones», Paris, 510 p.
- Dajoz R (2006) *Précis d'Ecologie 8ème Edition*. Dunod Paris, 630 p.
- Dan C (2009) Etudes écologique, floristique, phytosociologique et ethnobotanique de la forêt marécageuse de Lokoli. Thèse de doctorat Université Libre de Bruxelles, Belgique, 260 p.
- DeFries R, Achard F, Brown S, Herold M, Murdiyarso D, Schlamadinger B, de Souza C(2007) Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science and Policy*, 10(4): 385-394.
- Devineau, JL, Fournier A, Nignan S (2010) Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data : their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *Journal of Arid Environment*, 74: 1092-1101.
- Devineau JL (1999) Rôle du bétail dans le cycle culture-jachère en région soudanienne : la dissémination d'espèces végétales colonisatrices d'espaces ouverts (Bondoukuy, Sud-ouest du Burkina Faso). *Revue d'écologie (Terre et Vie)*, 54: 97-121.
- Devineau JL, Fournier A, Kaloga B (1997) Les sols et la végétation de la région de Bondoukuy, Sud-ouest burkinabé : présentation générale et cartographie préliminaire par télédétection satellitaire (SPOT). Éditions de l'ORSTOM, 117 p.
- DFC (2006) Rapport bilan de dix (10) années de campagne de chasse au Burkina Faso, Ouagadougou, Direction de la Faune et des Chasses du Burkina Faso, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, 35 p.
- Diallo H, Bamba I, Barima YSS, Visser M, Ballo A, Mama A, Vranken I, Maïga M, 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). *Sècheresse*, 22:97-107.
- Diouf A, Lambin EF (2001) Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments*, 48: 129-148.

- Dipama JM (1997) Les impacts du barrage hydroélectrique sur le bassin versant de la Kompienga (Burkina Faso). Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux III, Option Géographie tropicale, 392 p.
- Do TV, Osawa A, Thang NT, Van NB, Hang BT, Khanh CQ, Thaoet LT, Tuan DX (2011) Population changes of early successional forest species after shifting cultivation in northwestern Vietnam. *New Forest* 41(2): 247-262.
- Dormann CF, Schweiger O, Augenstein I, Bailey D, Billeter R, de Blust G, DeFilippi R, Frenzel M, Hendrick F, Herzog F, Klotz S, Liira J, Maelfait JP, Schmidt T, Speelmans M, van Wingerden WKRE, Zobe M (2007) Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography* 16: 774-787.
- Dossou ME, Lougbégnon OT, Houessou GL, Teka SO, Tente AHB (2012) Caractérisation phytoécologique et structural des groupements végétaux de la forêt marécageuse d'Agonvé et des milieux connexes au Sud-Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 53: 3821-3830.
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Dunstan PK, Bax NJ, Foster SD, Williams A, Althaus F (2012) Identifying hotspots for biodiversity management using rank abundance distributions. *Diversity and Distributions*, 18: 22–32.
- EEA (2003) Europe's Environment: The Third Assessment. European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- Eklundh L, Olsson L (2003) Vegetation index trends for the African Sahel 1982–1999. *Geophysical Research Letters*, 30, (8): 1430-1433., doi:10.1029/2002GL016772.
- Elliott DC (1996) A conceptual framework for geoenvironmental indicators. In "Geoindicators – Assessing rapid environmental changes in earth systems", Berger A.R. & Iams W.J. (eds.), A.A. Balkema, Rotterdam, 337-349.
- Ewango CEN (2001) Flore et végétation de la forêt naturelle de Nyungwe, Rwanda. *Systematics and Geography of Plants*, 71: 1009-1015.
- FAO (2010) *Global Forest Resources Assessment 2010: Final Report*. FAO FORESTRY PAPER 163. Rome.
- FAO (2008) La dégradation des sols s'intensifie. *www.FAO.Org*, consulté 4 Août 2010.
- FAO (2006) FAOSTAT, FAO Statistical Databases. <http://faostat.fao.org/>.
- FAO (2001) Définitions de bases relatives à l'évaluation des ressources forestières en 2000. <http://www.fao.org/docrep/meeting/003/X9835f/X9835f01.htm>.
- FEM (1999) Conférence de l'ONU sur la désertification et la sécheresse.
- Fatunbi A O, Dube S (2008) Land degradation evaluation in a game reserve in Eastern Cape of South Africa: soil properties and vegetation cover. *Scientific Research and Essay*, 3 (3):111-119.
- Field A (2005) *Discovering Statistics Using SPSS (2nd Ed.)*. London, UK: Sage.
- Fontès J, Guinko S (1995) Carte de la végétation et de l'occupation des sols du Burkina Faso Notice explicative, Ministère de la coopération française, projet Campus, Toulouse, 68 p.

- Fournier A, Floret CH, Gnahoua GM, (2001) Végétation des jachères et succession post-culturelle In Floret Ch, Pontanier R (eds) La jachère en Afrique tropicale. John Libbey Eurotext, Paris, pp : 123-168.
- Fournier A (1991) Phénologie, croissance et production végétales dans quelques savanes d'Afrique de l'Ouest: variation selon un gradient climatique. Editions de l'ORSTOM, Coll. Etudes et Thèses, Paris, 312 p.
- Frontier S, Pichod-Viale D, Leprêtre A, Davoult D, Luczak C (2008) *Ecosystèmes Structures, Fonctionnement, Evolution 4ème édition*. Dunod, Paris, 558 p.
- Gandiwa E, Magwati T, Zisadza P, Chinuwo T, Tafangenyasha C (2011) The impact of African elephants on *Acacia tortilis* woodland in northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Journal of Arid Environments*, 75 (2011) 809-814.
- Gebrewahd AA (2014) Herbaceous vegetation restoration potential and soil physical condition in a mountain grazing land of Eastern Tigray, Ethiopia. *Journal of Agriculture and Environment for International Development*, 108 (1): 81-106, DOI: 10.12895/jaeid.20141.212.
- Geymen A, 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 (1-3): 33-42.
- GIEC (2007) Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat, Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Genève, Suisse, 103 p.
- Giliba RA, Boon EK, Kayombo CJ, Musamba EB, Kashindye AM, Shayo PF (2011) Species Composition, Richness and Diversity in Miombo Woodland of Bereku Forest Reserve, Tanzania. *Journal of Biodiversity*, 2(1):1-7.
- Gilles M (2006). *Étude des valeurs et des conceptions environnementales des citoyens de St-Louis de Kent et de Boutouche au Nouveau Brunswick*. Thèse MÉE, Université de Moncton, 99 p.
- Glenn E, Stafford-Smith M, Squires V (1998) On our failure to control desertification: implications for global change issues, and a research agenda for the future. *Environmental Science and Policy*, 1: 71-78.
- Gonzalez P, Tucker CJ, Sy H (2011) Tree density and species decline in the African Sahel attributable to climate, *Journal of Arid Environments*, article in press, 10 p.
- Gravel D, Canham CD, Beaudet M, Messier C (2010) Shade tolerance, canopy gaps and mechanisms of coexistence of forest trees. *Oikos*, 119: 475-484.
- Grime JP (2001) Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley and Son, London. New York, 222 p.
- Guelorget O, Perthuisot JP (1984) Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paraliq. *Bulletin d'Ecologie*, 15 (1) : 67-76.
- Guigma Y, Zerbo P, Millogo-Rasolodimby J (2012) Utilisation des espèces spontanées dans trois villages contigus du Sud du Burkina Faso. *TROPICULTURA*, 30 (4) 230-235.

- Grouzis M (1988) Structure, productivité et dynamique des Systèmes Ecologiques Sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Editions de l'ORSTOM. Institut Française de Recherche Scientifique pour le Développement Coopération. Collection Etude et Thèses, 336 p.
- Hahn-Hadjali K, Thiombiano A (2000) Perception des espèces en voie de disparition en milieu gourmantche (Est du burkina faso). *Berichte des Sonderforschungsbereichs* 268, 285–297.
- Hahn-Hadjali K (1998) Les groupements végétaux des savanes du sud-est du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Études sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants*, 3: 3-79.
- Hamilton AJ (2005) Species diversity or biodiversity? *Journal of environmental management*, 75(1): 89-92.
- Hans-Peter P (2003) Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98 (2003) 17–33.
- Hardin G J (1968) «The tragedy of the commons» *Science*, 162(3859):1243-1248.
- Hatfield R, Davies J (2006) Revue mondiale de l'économie du pastoralisme. L'Initiative Mondiale pour un Pastoralisme Durable, Nairobi, 51 p.
- Havyarimana F, Bigendako MJ, Masharabu T, Bangirinama F, Lejoly J, Barima YSS, De Cannière C, Bogaert J (2013) Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. *Tropicultura*, 31 (1) 28-35.
- Henry S, Boyle P, Lambin E (2003) Modelling inter-provincial migration in Burkina Faso, West Africa: the role of socio-demographic and environment factors. *Applied Geography*, 23: 115-136.
- Hermann M, Anyamba A, Tucker CJ (2005) Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change*, 15 (2005) 394–404.
- Hiernaux P, Diarra L, Trichon V, Mougin E, Soumaguel N, Baup F (2009) Woody plant population dynamics in response to climate changes from 1984 to 2006 in Sahel (Gourma, Mali). *Journal of Hydrology*, 375 (1-2), 103-113.
- Hiernaux P, Turner MD (2002) The influence of farmer and pastoralist management practices on desertification processes in the Sahel. In “*Global desertification: Do humans cause deserts?*” J.F. Reynolds and D.M. Stafford Smith (Eds), Dalhem University Press, pp: 135-148.
- Hiernaux P (1998) Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel. *Plant Ecology*, 138:191-202. http://populationenvironmentresearch.org/papers/BurkinaFaso_Nov2006.pdf, consulté le 03 octobre 2014.
- Hill JK, Hamer KC (1998) Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 35, 458-460.
- Houehanou DT, Assogbadjo AE, Kakaï RG, Houinato M, Sinsin B (2011) Valuation of local preferred uses and traditional ecological knowledge in relation to three multipurpose tree species in Benin (West Africa). *Forest Policy and Economics*, 13 (2011) 554–562.

- Houessou LG (2012) Assessing land use impact and biodiversity indicators in W Bisophere Reserve and its bordering areas. PhD Thesis. Laboratory of Applied Ecology, Departement of Natural Resources Management, Faculty of Agronomic Sciences, University of Abomey-Calavi, 127 p.
- Hountondji YC (2008). Dynamique environnementale en zone sahélienne et soudanienne de l’Afrique de l’Ouest: analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Thèse de doctorat. Université de Liège, 131 p.
- Hountondji YC, Sokpon N, Ozer P (2006) Analysis of the vegetation trends using low resolution remote sensing data in Burkina Faso (1982-1999) for the monitoring of desertification. *International Journal of Remote Sensing*, 27 (5) 871–884.
- Hubbell SP, Foster RB, O’Brien ST, Harms KE, Condit R, Wechsler B, Wright SJ, de Lao SL (1999) Light-cap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283: 554– 557.
- Inoussa TM, Imorou TI, Gbègdo MC, Sinsin B (2013) Structure et composition floristique des îlots de forêts denses sèches de la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, (64) 4784-4796.
- INSD (2008) Institut National des Statistiques et de la Démographie. Recensement Général de la Population et de l’Habitation (RGPH) de 2006. Résultats définitifs.
- Jauffret S (2001) Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes Méditerranéens arides: application au suivi de la désertification dans le sud tunisien. Thèse de doctorat, Université de droit, d’économie et des sciences d’Aix-Marseille, 364 p.
- Jost L (2010) The relation between evenness and diversity. *Diversity*, 2: 207-232.
- Kabba STV, 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.
- Kaboré A (2010) Brousse des uns, aire protégée des autres, histoire du peuplement, perceptions de la nature et politique des aires protégées dans le Gourma burkinabè: l’exemple de la Réserve partielle de faune de Pama. Thèse de doctorat présentée à l’Institut de Hautes Études Internationales et du Développement, Genève, Suisse, 383 p + annexes.
- Kaboré B (2009) Les zones villageoises d’intérêt cynégétique de Gnimboama, Kabougou et Saborga-Kori: perception des acteurs, enjeux écologiques et socioéconomiques pour la conservation. Mémoire d’ingénieur, IDR/UPB, Burkina Faso, 76 p + annexes.
- Kaboré E, Sambaré O, Ouédraogo A, Thiombiano A (2013) Diversité et structure des cordons ripicoles le long de la Sirba (Nord-Est du Burkina Faso) *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(5): 1929-1950.
- Kadeba A, Sambaré O, Soulama S, Thiombiano A, Schmidt M, Boussim JI (2014) Typologie spatiale de la végétation sahélienne en relation avec les indicateurs de dégradation au Burkina Faso, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(3): 1049-1064.
- Kagoné H, Toutain B, Dulieu D, Houinato M, Boureima A, Nocker U (2006) Pastoralisme et aires protégées en Afrique de l’Ouest : du conflit à la gestion concertée de la transhumance transfrontalière dans la région du parc régional W

- (Bénin, Burkina Faso, Niger). *Bulletin in Animal Health and Production in Africa*, 54, 35-42.
- Kagoné H (2000) Gestion durable des écosystèmes pâturés en zone nord-soudanienne du Burkina Faso. Thèse de doctorat. Gembloux, Faculté universitaire des Sciences Agronomiques, 237 p.
- Kakembo V, Rowntree KM (2002) The relationship between land use and soil erosion in the communal lands near Peddie town, Eastern Cape, South Africa. *Land degradation and development*, 14: 39-49.
- Kessler J, Geerling C (2006) Profil Environnemental du Burkina Faso, rapport final. Université agronomique de Wageningen, Pays-Bas. http://ec.europa.eu/development/icenter/repository/burkina_faso_CEP_2006.pdf.
- Kièma A (2008) Effets des techniques de restauration et d'exploitation des pâturages naturels sahéliens sur la dynamique de la production fourragère. Thèse de doctorat unique en développement rural, spécialité système de productions animales, IDR/UPB, p.175.
- Kièma S (2007) Elevage 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, Université d'Orléans, p.657.
- Kièma S, Fournier A (2007) Utilisation de trois aires protégées par l'élevage extensif dans l'ouest du Burkina Faso. In Fournier A., Sinsin B. & Mensah G. A. (eds.) Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest? Conservation de la biodiversité et développement. IRD Éditions, Colloques et séminaires, pp : 498-506.
- Kokou K, Batawaila K, Akouegninou A, Akpagana K (2000) Analyse morpho structurale et diversité floristique des îlots de forêts protégées dans la plaine côtière du sud du Togo. *Etudes flore et végétation du Burkina Faso*, 5: 33-48.
- Koné M, Aman A, Adou-Yao CY, Coulibaly L, N'guessan K E (2007) Suivi diachronique par télédétection spatiale de la couverture ligneuse en milieu de savane soudanienne en Côte d'Ivoire. *Revue Télédétection*, 7: 433-446.
- Kouassi AM; Kouamé KF, Ahoussi KE, Oularé S, 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 & Technologies*, 20: 124 - 146 .
- Koura K, Ganglo JC, Assogbadjo AE, Agbangla C (2011). Ethnic differences in use values and use patterns of *Parkia biglobosa* in Northern Benin. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 7:42.
- Kpoda C (2010) Effet du changement climatique sur les modes de conduite du bétail. Vulnérabilité et adaptation des éleveurs du Burkina Faso. Mémoire d'ingénieur, option élevage, IDR/UPB, 93 p.
- Laclavère G (1998) Atlas du Burkina Faso, 3^e édition. Editions Jeune Afrique. Paris, 62 p.
- Lambin FE, Geist HJ, Lepers E (2003) Dynamics of Land use and Land cover change in tropical regions. *Annual. Review of Environment and Resources*, 2003. 28:205-41.
- Larwanou M, Saadou M, Nonguierma A (2005) Détermination du degré d'aridité bioclimatique de sept localités du département de Tillabéri (sud-ouest du Niger):

- classement en zones bioclimatiques. Science et changements planétaires. *Sécheresse*, 16 (2): 107-114.
- Lebrun JP, Stork AL (1991-2010) Enumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale. Conservatoire et Jardin botaniques, Genève.
- Houessou LG (2012) Assessing land use impact and biodiversity indicators in W biosphere Reserve and its bordering areas. PhD thesis, University of Abomey-Calavi (Bénin), 127 p.
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Lavorel S, Flannigan D, Lambin EF, Scholes M (2007) Vulnerability of land systems to fire: Interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12: 33-53.
- Laycock WA (1991) Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: a viewpoint. *Journal of Range Management*, 44: 427-433.
- Le Barbé L, Lebel T, Tapsoba D (2002) Rainfall Variability in West Africa during the years 1950- 90. *Water Resources Research*, 4, 188-189.
- Le Mire-Pêcheux L, Fournier A, Dugast, S (2000) *Andropogon gayanus* et artificialisation (savane soudanaïenne) In Gillon Y, Chaboud C, Boutrais J, Mullon C (eds) : Du bon usage des ressources renouvelables. Paris, Editions de l'IRD, pp: 89-107.
- Levrel H, Ambouta K, Issa MS, Kané L, Maïga M, Millogo_Rasolodimby J, Pitty B (2006). Co-construction dans six réserves de biosphères d'Afrique de l'Ouest: à la recherche d'indicateurs d'interaction pour gérer la biodiversité. <http://www.unesco.org/mab/doc/savanna/doc/article.pdf>.
- Li J, Lewis J, Rowland J, Tappan G, Tieszen LL (2004) Evaluation of land performance in Senegal using multi-temporal NDVI and rainfall series. *Journal of Arid Environments*, 59, 463-480.
- Liebig MA, Varvel G, Doran J (2001) A simple performance based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agronomy Journal*, 93, 313-318.
- Liehoun BE, César PD (2006) Biodiversity and Pasture Vegetation in Burkina Faso. *Revue d'Élevage et de Médecine vétérinaire des Pays tropicaux*, 2006, 59 (1-4): 31-38.
- Liu B, Zhao W, Wen Z, Teng J, Li X 2009 Floristic characteristics and biodiversity patterns in the Baishuijiang River Basin, China. *Environmental Management*, 44:73-83.
- Loupe D, Olivier R, Ouattara N, Fortier M (1998) Impacts des feux répétés sur les sols de la savane du centre de la Côte d'Ivoire. Communication au Séminaire International de Ouagadougou sur l'Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales sèches de l'Afrique de l'Ouest: pp :161-173.
- Lykke AM, Kristensen MK, Ganaba S (2004) Valuation of local use and dynamics of 56 woody species in the Sahel. *Biodiversity and Conservation*, 13:1961-1990.

- Lykke AM (2000) Local perceptions of vegetation change and priorities for conservation of woody-savanna vegetation in Senegal. *Journal of Environmental Management*, 59, pp :107-120.
- Maârrouhi IM, Mahamane A, Saadou M, Bachmann Y (2011) Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sècheresse*, 22: 97-107.
- MacGill BJ (2003) A test of the unified neutral theory of biodiversity. *Nature*, 422: 881-885.
- Mackey RL, Currie DJ (2001) The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology*, 82: 3479-3492.
- Magurran AE (2004) *Measuring Biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, USA, 256 p. Oxford, Carlton, USA, UK, Australia, 256 p.
- Magurran AE, Henderson PA (2003) Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*, 422(6933): 714-716.
- Mahamane A, Saadou M (2008) Méthodes d'étude et d'analyse de la flore et de la végétation tropicale. Actes de l'atelier sur l'harmonisation des méthodes, Niamey 2008, 83 p.
- Mama A, Sinsin B, De Cannière C, Bogaert J (2013) Anthropisation et dynamisation des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *TROPICULTURA*, 31 (1): 78-88.
- Marcon, E (2014) *Mesures de la biodiversité* <http://www.ecofoggf> 147 p.
- Marcon E (2011) Mesures de la Biodiversité, Ecologie des Forêts de Guyane. CNRS, CIRAD, INRA: Paris; 42 p.
- Marzaioli R, D'Ascoli R, De Pascale RA, Rutigliano FA (2010) Soil quality in a Mediterranean area of southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44: 205-212.
- Masharabu T (2011) Flore et végétation du Parc National de la Ruvubu au Burundi: diversité, structure et implications pour la conservation. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 247 p.
- Masharabu T, Noret N, Lejoly J, Bigendako MJ Bogaert J (2010) Distribution et fréquence d'occurrence des plantes vasculaires au Parc National de la Ruvubu, Burundi. *European Journal of Scientific Research*, 43(4): 466-479.
- Matthews TJ, Robert J. Whittaker RJ, 2015. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*, 52: 443-454.
- Mbaygone E (2008) Flore et végétation de la réserve partielle de faune de Pama, sud-est du Burkina Faso. Thèse de doctorat, Université de Ouagadougou, 137 p.
- Mbayngone E, Thiombiano A, Hahn-Hadjali K, Guinko S (2008a) Caractéristiques écologiques de la végétation ligneuse du sud-est du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest) : le cas de la réserve de Pama. *Candollea*, 63(1): 17-33.
- Mbayngone E, Thiombiano A, Hahn-Hadjali K, Guinko S (2008b) Structure des ligneux des formations végétales de la Réserve de Pama (Sud-Est du Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Flora et Vegetatio Sudano- Samesica*, 11: 25-34.

- Mbayngone E, Marco S, Hahn-Hadjali K, Thiombiano A, Guinko S (2008c) Magniophyta of the parial faunal reserve of Pama, Burkina Faso. *Check List* 4(3): 251-266.
- McCune B, Mefford MJ (2006) PC-ORD, Multivariate analysis of ecological data, Version 5.3.1. Software, Gleneden Beach.
- Molino JF, Sabatier D (2001) Tree diversity in tropical rain forests: A validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294(5547): 1702-1704.
- Morin J (1993) Soil crusting and sealing in West Africa and possible approaches to improved management. In soil tillage in Africa: needs and challenges; FAO soils Bulletin; *soils Bulletin*; 69 pp: 95-128.
- Mortimore M, Turner B (2005) Does the Sahelian smallholder's management of woodland, farm trees, rangeland support the hypothesis of human-induced desertification? *Journal of Arid Environments*, 63: 567–595.
- Muchena FN, Onduru DD, Gachini GN, de Jager (2005) Turning the tides of soil degradation in Africa: capturing the reality and exploring opportunity. *Land Use Policy*, 22: 23-31.
- Nacoulma BMI (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, 202 p.
- Nacoulma BMI, Shumman K, Traoré S, Römermann MB, Hahn K, Wittig R, Thiombiano A (2011a) Impacts of land-use on West African Savanna vegetation: a comparison between protected and communal area in Burkina Faso. *Biodiversity conservation*, DOI 10.1007/s10531-011-0114-0.
- Nacoulma BMI, Traoré S, Hahn K, Thiombiano A (2011b) Impact of land use types on population structure and extent of bark and foliage harvest of *Azelia africana* and *Pterocarpus erinaceus* in Eastern Burkina Faso. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 3(3): 62-72.
- Naiman RJ, Bechtold JS, Timothy J, Beechie TJ, Latterell JJ, Pelt RV (2010) A Process-Based View of Floodplain Forest Patterns in Coastal River Valleys of the Pacific Northwest. *Ecosystems*, 13: 1-31.
- Naiman RJ, Latterell JJ, Pettit NE, Olden JD (2008) Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes rendus Geosciences*, 340: 629-643.
- Natta AK (2003) Ecological assesment of riparian forests in Benin: phytodiversity, phytosociology and spatial distribution of trees species PhD Thesis, Wageningen University, Netherlands, 213 p.
- Neimanis V, Kerr A (1996) Developing national environmental indicators. In "Geoindicators: Assessing rapid environmental change in earth systems", Berger, A.R. & Iams, W.J. (eds.), Balkema, Rotterdam, pp: 369-376.
- Nicholson S (2005) On the question of the "recovery" of the rains in the West African Sahel. *Journal of Arid Environments*, 63: 615–641.
- Nielsen JO, Reenberg A (2010) Temporality and the problem with singling out climate as a current driver of change in a small West African village. *Journal of Arid Environments*, 74 : 464–474.

- OCDE (1994) Indicateurs d'environnement. Organisation de Coopération et Développement Economiques, 159 p .
- O'Connor TG, Martindale G, Morris CD, Short A, Witkowski EdTF, Scott-Shaw R (2011) Influence of Grazing Management on Plant Diversity of Highland Sourveld Grassland, KwaZulu-Natal, South Africa. *Rangeland Ecology & Management*, 64: 196-207.
- Olsson L, Eklundhb L, Ardo J (2005) A recent greening of the Sahel-trends, patterns and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63: 556-566.
- OMM (2005) Organisation Mondiale de la Météorologie. Le climat et la dégradation des sols. Temps-Climat-Eau. OMM-n⁰989, 34 p.
- Ouédraogo A (2009) Phytosociologie, dynamique et productivité de la végétation ligneuse du parc national d'Arly (Sud-Est du Burkina Faso). Thèse de doctorat unique, Université de Ouagadougou, 188 p.
- Ouédraogo A Glèlè KR, Adjima T (2013) Population structure of the widespread species, *Anogeissus leiocarpa* (DC) Guill & Perr across the climatic gradient in West Africa semi-arid area. *South African Journal of Botany*, 88: 286-295.
- Ouédraogo D (2008) Caractérisation des ressources fourragères et des pratiques pastorales du terroir de Kotchari à la périphérie du Parc W. Mémoire d'ingénieur, IDR/UPB, Burkina Faso, 86 p.
- Ouédraogo I (2010) Land use Dynamics and Demographic Change in Southern Burkina Faso. Doctoral thesis N⁰ 2010:63, Faculty of Forest Sciences, southern Swedish Forest Research Centre Alnap, 64 p. + annexes.
- Ouédraogo I, Savadogo P, Tigabu M, Cole R, Odén PC, Ouadba JM (2009) Is rural migration athreat to environmental sustainability in southern Burkina Faso? *Land Degradation & Développement*, 20(2): 217-230.
- Ouédraogo O, Thiombiano A, Hahn-Hadjali K, Guinko S (2009) Diversité et dynamique de la végétation ligneuse juvénile du Parc National d'Arly (Burkina Faso). *Candollea*, 64: 257-278.
- Ouédraogo O, Thiombiano A, Hahn-Hadjali K, Guinko S (2008) Diversité et structure des groupements ligneux du parc national de Arly (Est du Burkina Faso). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 11:5-16.
- Ouédraogo O (2009) Phytosociologie, dynamique et productivité de la végétation du Parc National d'Arly (sud-est du Burkina Faso). Thèse de doctorat, Université de Ouagadougou, 140 p.
- Ouoba PA, Da DEC, Paré S (2014) Perception locale de la dynamique du peuplement ligneux des vingt dernières années au Sahel burkinabé, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 14 (2) <http://vertigo.revues.org/15131>; DOI: 10.4000/vertigo.15131.
- Ozer P, Hountondji YC, Niang AJ, Karimoune S, Manzo OL, Salmon M (2010) Désertification au Sahel: historique et perspectives. *Bulletin de la Géographie de Liège*, 54:69-84.
- Ozer P, Gassani J, Hountondji YC, Niang A J, Ambouta K (2007) La désertification est-elle en recul au sahel? *Bois et forêts des tropiques*, 3 (293) 23-27.

- Pallant J (2007) *SPSS Survival Manual. A Step by Step Guide to Data Analysis Using SPSS Version 15* (3nd ed.). Maidenhead, UK: Open University Press.
- Paré S, Söderberg U, Sandewall M, Ouadba JM (2010) Land use analysis from spatial and field data capture in southern Burkina Faso, West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127: 277-285.
- Pare´ S, Tigabu M, Savadogo P, Ode´n PC, Ouadba JM (2009) Does designation of protected areas ensure conservation of tree diversity in the Sudanian dry forest of Burkina Faso? *African Journal of Ecology*, 48:347-360.
- PICOFA (2007) Stratégies de gestion de la fertilité des sols et des ressources naturelles dans la région de l’Est du Burkina Faso. Rapport définitif, 198 p.
- PNGT2-SILEM (2006) Plan de gestion intégrée des écosystèmes du micro-bassin versant du lac de barrage de la Kompienga (PGIE), Rapport final, 157 p.
- Pickett STA, White P (1985) The ecology of natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, New York, USA.
- Pontius, RG (2000) Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, (8): 1011-1016.
- PRIPODE (2006) Mobilité spatiale de la population: nécessité de développement et risques de dégradation de l’environnement dans l’Est et le Sud-Ouest du Burkina Faso. Programme International de Recherche sur les Interactions entre la Population, le Développement et l’Environnement (PRIPODE), 57 p.
- Pruneau D, Chouinard O, Musafri JP, IsaBelle C (2000). Les facteurs qui influencent le désir d’action environnementale dans les communautés. *Revue des Sciences de l’éducation*, 26 (2):395-414.
- Pueyo Y, Alados CL, Ferrer-Benimeli C (2006) Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effect of livestock grazing on a mediteranean arid ecosystem? *Journal of Arid Environments*, 64: 698-712.
- Ramsar, (2013) *Le manuel de la Convention de Ramsar, 6^{ème} édition*. <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-frpdf>
- Raunkiaer C (1934) The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon, Oxford.
- Reij C, Tappan G, Smale M (2009) Re-greening the Sahel: farmer-led innovation in Burkina Faso and Niger. Millions fed: proven successes in agricultural development, pp:53-58.
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, M (2002) Global desertification: do humans create deserts? In: Stanfford-Smith, M., Reynolds, J.F. (Eds.), *Do Humans Create Deserts?* Dahlem University Press, Berlin, pp : 1–22.
- Rondeux J (1999) La mesure des peuplements forestiers. Presses agronomiques de Gembloux, 522 p.
- Roose, E. (1991) Capacité des jachères à restaurer la fertilité des sols pauvres en zone soudano-sahélienne d’Afrique Occidentale. In : la jachère en Afrique de l’Ouest. Atelier international, Montpellier du 2 au 5 décembre, O.R.S.T.O.M, Paris, pp : 233-243.

- Rossi G (1999) Forêts tropicales entre mythes et réalités. *Natures, Science & Sociétés*, 7 (3):22-37.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Biodiversity - global biodiversity scenarios for the year 2100. *Sciences*, 287: 1770-1774.
- Sambaré O (2013) Diversité, phytosociologie et structures des cordons ripicoles du Burbina Faso. Thèse de doctorat unique de l'université de Ouagadougou, 224 p.
- Sambaré O, Bognounou F, Wittig R, Thiombiano A (2011) Woody species composition, diversity and structure of riparian forests of four watercourses types in Burkina Faso. *Journal of Forestry Research*, 22(2): 145–158.
- Sambaré O, Ouédraogo O, Wittig R, Thiombiano A (2010) Diversité et écologie des groupements ligneux des cordons ripicoles du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(5): 1782-1800.
- Sani RCS., Ntoupka M., Ibrahima A., Toua V (2013) Étude écologique du Parc National de Mozogo-Gokoro (Cameroun): prospections préliminaires de la flore ligneuse et du sol pour sa conservation et son aménagement. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(6): 2434-2449.
- Sauvé L (1997) Pour une éducation relative à l'environnement : éléments de design pédagogique. Guide de développement professionnel à l'intention des éducateurs. Le défi éducatif 5.01. Montréal: Guérin, 36 p.
- Savadogo P, Sawadogo L, Tiveau D (2007) Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 80-92.
- Savadogo P, Tigabu M, Sawadogo L, Odén PC (2007) Woody species composition, structure and diversity of vegetation patches of a Sudanian savanna in Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 294(4): 5-20.
- Savadogo S, Ouédraogo A, Thiombiano A (2010) Perceptions, mode de gestion et végétation des bois sacrés au nord du Burkina Faso. *Flora et Vegetation Sudano-Sambesica*, 13 (2):10-21.
- Sawadogo I, Devineau JL, Fournier A (2012) État des ressources pastorales dans une terre d'accueil et de transit des pasteurs transhumants: le terroir de Kotchari (sud-est du Burkina Faso). *Revue d'Écologie (Terre Vie)*, vol. 67.
- Sawadogo I (2011) Ressources fourragères et représentations des éleveurs, évolution des pratiques pastorales en contexte d'aire protégée: cas du terroir de Kotchari à la périphérie de la réserve de biosphère du W au Burkina Faso. Thèse de doctorat, spécialité physiologie et biologie des organismes – Populations – Interactions. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris, 336 p.
- Sawadogo L, Tiveau D, Nygård R (2005) Influence of selective tree cutting, livestock and prescribed fire on herbaceous biomass in the savannah woodlands of Burkina Faso, West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105: 335-345.

- Schmid S (2003) Les images satellites multi-temporelles comme outil d'analyse du couvert végétal : le cas des savanes du sud du Burkina Faso (Afrique Occidentale). *Études sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants*, 7: 31-36.
- Shalaby A, Tateishi R (2007) Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, 27 (1): 28–41.
- Shannon C.E (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*; 27 (1, 2): 379-423, (3): 623-656.
- Shea K, Roxburgh SH, Rauschert ESJ (2004). Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters* 7: 491-508.
- Shukla, MK, Lal R, Ebinger M (2004) Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. *Soil Sciences*, 169, 133– 142.
- Sinsin B (1993) Phytosociologie, écologie, valeur pastorale, production et capacité de charge des pâturages naturels du périmètre Nikki-Kalalé au Nord-Bénin. Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Agronomiques. Université Libre de Bruxelles, 350 p.
- Sokpon N, Agbo V (1999) Sacred groves as tools for indigenous forest management in Benin. *Annales des Sciences Agronomiques Université Nationale du Bénin*, (1) : 162 -175.
- Somé A, Alexandre DY, Hien V (1998) Bio-indicateurs paysans de la fertilité des sols et gestion du cycle culture-jachère (zone soudanienne du B.E), in Floret & Pontanier (éd., 1998) : pp : 153-160.
- SP/CONEDD, 2010 Troisième rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso, 263 p.
- Sop TK.; Oldeland J (2011) Local perceptions of woody vegetation dynamics in the context of a 'greening sahel': a case study from Burkina Faso. *Land degradation & Development*, DOI: 10.1002/ldr.1144.
- Soulama S, Savadogo P, Nacoulma BMI, Thiombiano A (2015a) Do floristic composition, plant species abundance and vegetation structure in sudanian wetlands vary according to conservation status? *Global Journal of Wood Science, Forestry and Wildlife*, 3 (3): 083-093.
- Soulama S, Kadeba A, Nacoulma MIB, Traoré S, Bachmann Y, Thiombiano A (2015b) Impact des activités anthropiques sur la dynamique de la végétation de la réserve partielle de faune de Pama et de ses périphéries (sud-est du Burkina Faso) dans un contexte de variabilité climatique. *Journal of Applied Biosciences*, 87: 8047-8064.
- Soumana I (2000) Indicateurs biologiques paysans de fertilité au Niger, in Floret & Pontanier (éd., 2000) : vol. I, pp : 103-110.
- SP/CONEDD (2010) Deuxième rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso, 246 p.
- Stevenson N, Frazier S(1999) Review of wetland inventory information in Africa In *Global Review of Wetland Resources and Priorities for Wetland Inventory*, edited by C M Finlayson and A G Spiers (Wageningen, The Netherlands: Wetland International), 94 p.

- Stocking M, Murnaghan N (2000) Land degradation-guidelines for field assessment, PP:1-7.
- Sumina OI (1994) Plant communities on anthropogenically disturbed sites on the Chukotka Peninsula, Russia. *Journal of Vegetation Science*, 5: 885-896.
- Tabopda GW, Fotsing JM (2010) Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale. *Sécheresse*, 21: 169-78.
- Tappan G, McGahuey M (2007) Tracking environmental dynamics and agricultural intensification in southern Mali. *Agricultural Systems*, 94 : 38-51.
- Thiombiano A (2005) *Les Combretaceae* du Burkina Faso : taxonomie, écologie, dynamique et regeneration des espèces. Thèse de Doctorat d'Etat. Université de Ouagadougou, 290 p.
- Thiombiano A (1996) Contribution à l'étude des Combretacea dans les formations végétales de la Région Est du Burkina Faso. Thèse de Doctorat de troisième cycle Université de Ouagadougou, 220 p.
- Thiombiano DNE, Lamien N, Dibong DS, Boussim IJ, Belem B (2012) Le rôle des espèces ligneuses dans la gestion de la soudure alimentaire au Burkina Faso, *Sécheresse*, 23 : 86-93.
- Thiombiano L (2000) Étude de l'importance des facteurs édaphiques dans le développement de la désertification en zone sahélienne du Burkina Faso. Thèse présenté pour le diplôme de doctorat d'État ès-Sciences Naturelles, mention pédologie. Vol.1 Université de Cocody, Côte d'Ivoire, 208 p.
- Traoré L, Ouédraogo I, Ouédraogo A, Thiombiano A (2011) Perceptions, usages et vulnérabilité des ressources végétales ligneuses dans le Sud-Ouest du Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(1): 258-278.
- Traoré S (2008) Les formations à Acacia de l'Est du Burkina Faso : typologie en relation avec les facteurs pédoclimatiques, prédictions spatiales et fonctions sur la dynamique du carbone et de l'azote. Thèse de doctorat en Biologie et Ecologie végétales, Université de Ouagadougou, 144 p.
- Traoré S, Ouattara K, Ilstedt U, Schmidt M, Thiombiano A, Malmer A, Nyberg G (2015) Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. *Geoderma*, 241:330-338.
- Tucker CJ, Nicholson SE (1999) Variations in the size of the Sahara desert from 1980 to 1997. *Ambio*, 28, 587–591.
- Turner II BL, Skole D, Sanderson S, Günter F, Fresco L, Leemans R. (1995) Land –Use and Land-cover change: Science/Research Plan. IGBP report N°35, HDP Report N°7, 132 p.
- UICN (2009) Parcs et réserves du Burkina Faso, Évaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées. Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), 81 p.
- UNCED (1992) Managing Fragile Ecosystems: Combating Desertification and Drought. United Nations Conference on Environment and Development.
- UNEP (1992) Desertification, land degradation [definitions]. *Desertification Control bulletin* 21.

- UNPP (2006) World Population Prospects : The 2004 Revision and World Urbanization Prospects : The 2003 Revision, Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, <http://esa.un.org/unpp>.
- Van Vessem J(1999) The African Eurasian migratory waterbird agreement comes into force Wetland International Wageningen, (8): 4.
- Vodouhê GF, Coulibaly O, Greene C, Sinsin B (2009) Estimating local values of non-timber forest products to Pendjari Biosphere Reserve dwellers in Benin. *Economic Botany*, 63 (4): 397-412.
- Walker BH (1995) Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*, 9: 747-752.
- West CT, Roncoli C, Ouattara F (2008) Local perceptions and regional climate trends on the Central Plateau of Burkina Faso. *Land Degradation & Development*, 19 (3):289-304.
- Wezel A, Lykke AM (2006) Woody vegetation change in Sahelian West Africa: evidence from local knowledge, *Environment Development and Sustainability*, 8: 553-567.
- Wetlands International (2003) Stratégie régionale en Education et Sensibilisation du Public sur les Zones humides. Wetlands International ISBN 910 5882 9677 http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/outreach_actionplan_westafricapdf
- White F (1983) *Vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the UNESCO AETFAT UNSO vegetation map of Africa*: UNESCO, Paris.
- Wilkinson DM (1999) The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos*, 84: 145-147.
- Willner W, Tichy L, Chytrý M (2009) Effects of different fidelity measures and contexts on the determination of diagnostic species. *Journal of Vegetation Science*, 20: 130-137.
- WORLD BANK (2003) World development report 2003: Sustainable development in a dynamic world: transforming institutions, growth, and quality of life, Oxford University Press, New Delhi.
- Yin ZY, Peng SL, Ren H, Guo QF, Chen ZH (2005) LogCauchy, log-sech and lognormal distributions of species abundances in forest communities. *Ecol. Model.*, 184(2-4): 329-340.
- Youl S, Barbier B, Moulin CH, Manlay RJ, Botoni E, Masse D, Hien V, Feller C (2008) Modélisation empirique des principaux déterminants socio-économiques de la gestion des exploitations agricoles au sud-ouest du Burkina Faso. *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 12(1): 9-21.
- Zahm F (2014) Les indicateurs de performance agro-environnementale dans l'évaluation des Mesures Agro-Environnementales. Synthèse des cadres théoriques et analyse de leur usage en France de 1993-2009. *Innovations Agronomiques*, 31:111-158. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00937486>
- Zeidler J, Hanrahan S, Scholes M (2002). Land-use intensity affects range condition in arid to semi-arid Namibia, *Journal of Arid Environments*, 52:389–403; doi:10.1006/jare.2002.0990, available online at <http://www.idealibrary.com>

- Zerbo P., Millogo-Rasolodimby J., Nacoulma-Ouédraogo O., Van Damme P., 2011, Plantes médicinales et pratiques médicales au Burkina Faso: cas des savanes. *Bois et Forêts des Tropiques*, 307: 47-53.
- Zida D, Sawadogo L, Tigabu M, Tiveau D, Odén P C (2007) Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *Forest Ecology and Management*, 243: 102-115.
- Zizka A, Thiombiano A, Dressler S, Nacoulma MIB, Ouédraogo A, Ouédrogo I, Ouédrogo O, Zigza G, Hahn K, Schmidt M (2015) Traditional plant use in Burkina Faso (West Africa): a national-scale analysis with focus on traditional medicine. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11:9 doi:10.1186/1746-4269-11-9. <http://www.ethnobiomed.com/content/11/1/9>
- Zoungrana I (1993) Diversité, stabilité et évolution des communautés végétales. Lesjachères nord-soudaniennes du Burkina Faso. *Annales de l'Université de Ouagadougou*, série B, 11p.

ANNEXES

Annexe 1 : Liste exhaustive des espèces inventoriées

TP	TB	Espèces	Family
Pan	Th	<i>Abildgaardia hispidula</i> (vahl) Lye	Cyperaceae
SZ	mphL	<i>Acacia ataxacantha</i> DC.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib. ex Holl.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Acacia gourmaensis</i> A. Chev.	Fabaceae-Mimosoideae
PA	mph	<i>Acacia hockii</i> De Wild.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mph	<i>Acacia laeta</i> R. Br. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	nph	<i>Acacia macrostachya</i> Reichenb. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mph	<i>Acacia nilotica</i> (L.) Willd. ex Del.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mphL	<i>Acacia erythrocalyx</i> Brenan	Fabaceae-Mimosoideae
PA	mPh	<i>Acacia polyacantha</i> Willd.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mph	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Acacia seyal</i> Del.	Fabaceae-Mimosoideae
AT	mph	<i>Acacia sieberiana</i> DC.	Fabaceae-Mimosoideae
AT	mph	<i>Acacia sp</i>	Fabaceae-Mimosoideae
Pal	Th	<i>Acalypha ciliata</i> Forsk.	Euphorbiaceae
Pan	Th	<i>Acalypha segetalis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
Pan	Th	<i>Acalypha sp</i>	Euphorbiaceae
AM	Th	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	Asteraceae
Pan	Thpr	<i>Achyranthes aspera</i> L.	Amaranthaceae
S	MPh	<i>Adansonia digitata</i> L.	Bombacaceae
Pal	Ch	<i>Aeschynomene indica</i> L.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	mPh	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	Th	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae
S	mph	<i>Albizia chevalieri</i> Harms	Fabaceae-Mimosoideae
Pa	Ch	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) DC.	Amaranthaceae
Pal	Thpr	<i>Alysicarpus sp.</i>	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Thpr	<i>Alysicarpus ovalifolius</i> (Schum. & Thonn.) J. L	Fabaceae-Papilionoideae
AM	Th	<i>Alysicarpus rugosus</i> (Willd.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
Cos	Ch	<i>Amaranthus graecizans</i> L.	Amaranthaceae
Cos	Th	<i>Amaranthus spinosus</i> L. f. <i>inermis</i> Lauterb. & S.	Amaranthaceae
Cos	Th	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Amaranthaceae
S	Ph	<i>Ampelocissus grantii</i> (Ba.) Planch.	Vitaceae
S	mphL	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
Pan	Ge	<i>Amperata cylindrica</i>	Cyperaceae
Pal	He	<i>Andropogon chinensis</i> (Nees) Merr., (Syn: A. ascinodis C.B. Cl.)	Poaceae
S	He	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae
AA	Th	<i>Andropogon pseudapricus</i> Stapf	Poaceae
S	He	<i>Andropogon tectorum</i> Schum. & Thonn.	Poaceae
SZ	Ch	<i>Aneilema lanceolatum</i> Benth.	Commelinaceae
S	nph	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae

S	Mph	<i>Anoa angulata</i>	Simaroubaceae
SZ	mPh	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
Pan	Th	<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae
SZ	Th	<i>Aristida hordeacea</i> Kunth	Poaceae
S	Th	<i>Aristida kerstingii</i> Pilger	Poaceae
Pal	Get	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
S	Th	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschl.	Asteraceae
SZ	Th	<i>Aspilia kotschyi</i> (Sch. Bip. ex Hochst.) Oliv.	Asteraceae
SZ	Th	<i>Aspilia rudis</i> Oliv. & Hiern	Asteraceae
Pal	mPh	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
S	nPhL	<i>Baissea multiflora</i> A. DC.	Apocynaceae
S	mPh	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	Balanitaceae
AT	Ph	<i>Bauhinia rufescens</i> Lam.	Fabaceae-Caesalpinioideae
SG	Th	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae
Pal	Th	<i>Biophytum umbraculum</i> Welw.	Oxalidaceae
SZ	Thpr	<i>Blepharis linariifolia</i> Pers.	Acanthaceae
Pan	Thpr	<i>Blepharis maderaspatensis</i> (L.) Heyne ex Roth	Acanthaceae
Pal	Th	<i>Blumea aurita</i>	Asteraceae
Pan	Th	<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Nyctaginaceae
Cos	Thpr	<i>Boerhavia erecta</i> L.	Nyctaginaceae
Pan	Th	<i>Boerhavia rufescens</i>	Nyctaginaceae
S	mPh	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuill.	Bombacaceae
SZ	mPh	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
Pal	Th	<i>Brachiaria villosa</i> (Lam.) A. Camus	Poaceae
Pal	Thpr	<i>Brachiaria barbata</i>	Poaceae
Pal	Th	<i>Brachiaria deflexa</i> (Schumach.) C.E. H ex R	Poaceae
PA	He	<i>Brachiaria jubata</i> (Fig. & De Not.) Stapf	Poaceae
Pal	Thpr	<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E. Hubbard	Poaceae
S	Get	<i>Brachystelma exile</i> Bullock	Asclepiadaceae
SZ	mPh	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
AT	Ph	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae
AM	mPh	<i>Bridelia scleroneura</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
SG	Th	<i>Abildgaardia abortiva</i> (Steud.) Lye	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Abildgaardia abortiva</i> (Vahl) Lye	Cyperaceae
SZ	He	<i>Bulbostylis metralis</i> Cherm.	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Burkea africana</i> Hook.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	nPh	<i>Cadaba farinosa</i> Forsk.	Capparaceae
SZ	Ch	<i>Cajanus kerstingii</i> Harms	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	mPh	<i>Calotropis procera</i> (Ait.) Ait. f.	Asclepiadaceae
SZ	nPhL	<i>Capparis sepiaria</i> L.	Capparidaceae
Pan	nPhL	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae
Pal	Ch	<i>Cassia absus</i> L.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	Ch	<i>Cassia italica</i> (Mill.) Lam. ex F.W. Andr.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	Th	<i>Cassia mimosoides</i> L.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	Th	<i>Cassia nigricans</i> Vahl	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	Ther	<i>Cassia obtusifolia</i> L.	Fabaceae-Caesalpinioideae

Pan	Ther	<i>Cassi occidentalis</i>	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	Ther	<i>Cassia senegalensis</i>	Fabaceae-Caesalpinioideae
SZ	mph	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mph	<i>Cassia singueana</i> Del.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	MPh	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaert.	Bombacaceae
GC	Th	<i>Celosia argentea</i> L.	Amaranthaceae
AM	Th	<i>Celosia trigyna</i> L.	Ulmaceae
SZ	Ges	<i>Centaurea praecox</i> Oliv. & Hiern	Asteraceae
SZ	Ch	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	Pedaliaceae
AT	nphL	<i>Ceropegia racemosa</i> N.E. Br.	Asclepiadaceae
SZ	Th	<i>Chloris pilosa</i> Schumach.	Poaceae
		<i>Chrysanthellum indicum</i> DC. Subsp. Afro-	
Pan	Th	americanum B.L. Turner	Asteraceae
S	Chsl	<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud. ex A. Rich.) D.	Vitaceae
SZ	Lnph	<i>Cissampelos mucronata</i> A. Rich.	Menispermaceae
		<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud. ex A. Rich.)	
S	Chsl	Descoings	Vitaceae
S	Chsl	<i>Cissus cornifolia</i> (Bak.) Planch.	Vitaceae
GC	He	<i>Cissus diffusiflora</i> (Bak.) Planch.	Vitaceae
S	Gerh	<i>Cissus flavicans</i>	Vitaceae
S	MphL	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
Pan	Ph	<i>Cissus</i> sp	Vitaceae
Pal	nphL	<i>Citrullus lanatus</i> (Thunb.) Matsumura & Nakai	Cucurbitaceae
Pan	Th	<i>Cleome viscosa</i> L.	Capparidaceae
S	Chsl	<i>Cochlospermum planchonii</i> Hook. f. ex Planch.	Cochlospermaceae
S	Ges	<i>Cochlospermum tinctorium</i> Perr. Ex A. Rich.	Cochlospermaceae
GC-SZ	mPh	<i>Cola laurifolia</i> Mast.	Sterculiaceae
SZ	mPh	<i>Combretum aculeatum</i> Vent.	Combretaceae
AT	mph	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. Ex. A. Rich.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae
AT	mph	<i>Combretum molle</i> G. Don	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr.	Combretaceae
PA	nphL	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum</i> sp	Combretaceae
Pal	Thpr	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae
SZ	TH	<i>Commelina forskalei</i> Vahl	Commelinaceae
SZ	Thpr	<i>Commelina subulata</i> Roth	Commelinaceae
Pal	mph	<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Engl.	Burseraceae
Pal	Th	<i>Corchorus fascicularis</i> Lam.	Tiliaceae
Pal	Th	<i>Corchorus olitorius</i> L.	Tiliaceae
Pal	TH	<i>Corchorus</i> sp	Tiliaceae
Pal	Th	<i>Corchorus tridens</i> L.	Tiliaceae
Pan	Th	<i>Cordyla pinnata</i> (Lepr. ex A. Rich.) Milne-Redhead	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	mPh	<i>Crateva adansonii</i> DC.	Capparaceae
Pal	Gét	<i>Crinum ornatum</i> (Ait.) Bury	Amaryllidaceae

Pal	Get	<i>Crinum sp</i>	Amaryllidaceae
AT	mph	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don) Benth.	Rubiaceae
S	ChL	<i>Crotalaria barkae</i> Schweinf.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Crotalaria glauca</i> Willd.	Fabaceae-Papilionoideae
PA	Th	<i>Crotalaria goreensis</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Thpr	<i>Crotalaria macrocalyx</i> Benth.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Crotalaria microcarpa</i> Hochst. ex Benth.	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Ch	<i>Crotalaria retusa</i> L.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Crotalaria senegalensis</i> (Pers.) Bacle ex DC.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Crotalaria sp</i>	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Croton lobatus</i> L.	Euphorbiaceae
S	Th	<i>Ctenium elegans</i> Kunth	Poaceae
AM	nphL	<i>Cucumis melo</i> L.	Cucurbitaceae
AM	Get	<i>Curculigo pilosa</i> (Schum. & Thonn.) Engler	Hypoxidaceae
SG	Th	<i>Cyanotis lanata</i> Bentham	Commelinaceae
AT	He	<i>Cymbopogon giganteus</i> Chiov.	Poaceae
Pan	He	<i>Cymbopogon schoenanthus</i> (L.) Spreng.	Poaceae
SZ	He	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Asclepiadaceae
Pan	Th	<i>Cyperus amabilis</i> Vahl	Cyperaceae
Pan	Gt	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Cyperus iria</i> L.	Cyperaceae
AT	Gerh	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae
AT	Gerh	<i>Cyperus sp</i>	Cyperaceae
		<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud. ex A. Rich.)	
S	Chsl	Descoings	Vitaceae
S	Gerh	<i>Cyphostemma flavicans</i> (Bak.) Descoings	Vitaceae
Pan	Th	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	Poaceae
SZ	mPh	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalz.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	Ph	<i>Decliptera verticullata</i> (Forssk.) C.Chr.	Acanthaceae
Pan	Ph	<i>Delonix regia</i> (Boj. ex Hook.) Raf.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pal	Ch	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Desmodium hirtum</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Th	<i>Desmodium opriostreblum</i> Chiov.	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Th	<i>Desmodium sp</i>	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Ph	<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Ch	<i>Desmodium velutinum</i> (Willd.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
S	mph	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	mph	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	Thpr	<i>Digitaria argillacea</i> (Hitchc. & Chase) Fernald	Poaceae
Pan	Th	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koel.	Poaceae
AT	Thpr	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae
PA	He	<i>Diheteropogon amplexens</i> (Nees) W.D. Clayton	Poaceae
Pan	GtL	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
Pal	mPh	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
AT	mph	<i>Dombeya quinqueseta</i> (Del.) Exell	Sterculiaceae
SZ	Th	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	Poaceae

AA	Th	<i>Eichhornia natan</i> (P. Beauv.) Solm Laub.	Pontederiaceae
Pan	Th	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae
SZ	Th	<i>Elionurus elegans</i> Kunth	Poaceae
Pal	Th	<i>Elytrophorus spicatus</i> (Willd.) A. Camus	Poaceae
		<i>Plectranthus gracillimus</i> (T.C.E.Fr.) Hutch. Et	
S	Th	Dandy	Lamiaceae
SZ	mph	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Mimosoideae
Pal	Th	<i>Eragrostis aspera</i> (Jacq.) Nees	Poaceae
Cos	Th	<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Lut.	Poaceae
Pal	Th	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R. Br.	Poaceae
AT	Th	<i>Eragrostis japonica</i>	Poaceae
Pal	Th	<i>Eragrostis sp</i>	Poaceae
Pal	Hce	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) Roem. & Schult.	Poaceae
Pal	Th	<i>Eragrostis tremula</i> Hochst. ex Steud.	Poaceae
Pal	Th	<i>Eragrostis turgida</i> (Schumach.) De Wild.	Poaceae
S	nph	<i>Ereria insigni</i>	Anacardiaceae
GC-SZ	mph	<i>Erythrina senegalensis</i> DC.	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Th	<i>Euclasta condylotricha</i> (Hochst. ex Steud.) Stapf	Poaceae
S	Thpr	<i>Euphorbia convolvuloides</i> Hochst. ex Benth.	Euphorbiaceae
Pan	Thpr	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae
Pan	Th	<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	Convolvulaceae
S	Chsl	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
Pan	Ph	<i>Faidherbia albida</i>	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Feretia apodanthera</i> Del.	Rubiaceae
AT	MPh	<i>Ficus sur</i> Forssk., (Syn: <i>F. capensis</i> Thumb.)	Moraceae
S	Mph	<i>Ficus glumosa</i> Delile	Moraceae
		<i>Ficus sycomorus</i> L. subsp. <i>gnaphalocarpa</i> (Miq.)	
AT	MPh	Berg.	Moraceae
PA	Mph	<i>Ficus ingens</i> (Miq.) Miq.	Moraceae
SZ	Mph	<i>Ficus platyphylla</i> Delile	Moraceae
PA	Mph	<i>Ficus sp</i>	Moraceae
Pan	Th	<i>Fimbristylis hispidula</i> (Vahl) Kunth subsp. <i>hispidula</i>	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Fimbristylis squamoulata</i>	Cyperaceae
Pal	nph	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt	Euphorbiaceae
SZ	mPh	<i>Garcinia ovalifolia</i> Oliv.	Guittiferae
SZ	nph	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf et Hutch.	Rubiaceae
S	nph	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae
S	nph	<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.	Rubiaceae
S	nph	<i>Gardenia sp</i>	Rubiaceae
Pal	nph	<i>Gardenia ternifolia</i> Schum. & Thonn.	Rubiaceae
PA	Geb	<i>Gloriosa simplex</i> L.	Colciaceae
Pal	Geb	<i>Gloriosa superba</i> L.	Colciaceae
Pal	Th	<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	Amaranthaceae
Pan	Th	<i>Gomphrena globosa</i> L.	Amaranthaceae
SZ	mph	<i>Grewia barteri</i> Burret	Tiliaceae
SZ	nph	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
S	Chsl	<i>Grewia cissoides</i> Hutch. & Dalz.	Tiliaceae

Pal	nPh	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	Tiliaceae
S	nph	<i>Grewia lasiodiscus</i> K. Schum.	Tiliaceae
PA	nph	<i>Grewia mollis</i> Juss.	Tiliaceae
S	nph	<i>Grewia venusta</i> Fresen.	Tiliaceae
S	nph	<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	Combretaceae
Pan	Th	<i>Gymnema sylvestre</i> (Retz.) Schultes	Asclepiadaceae
Pan	Th	<i>Gyrocarpus americanus</i> Jacq.	Hernandiaceae
Pan	Th	<i>Gyrocarpus</i> sp	Hernandiaceae
Pan	Th	<i>Hackelochloa granularis</i> (L.) Kuntze	Poaceae
Pan	He	<i>Heteropogon contortus</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & S	Poaceae
SZ	mph	<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels	Annonaceae
PA	Th	<i>Hibiscus articulatus</i> Hochst. ex A. Rich.	Malvaceae
AT	Th	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
AM	nph	<i>Hoslundia opposita</i> Vahl	Lamiaceae
S	Ge	<i>Hygrophila senegalensis</i> (Nees) T. Anders.	Acanthaceae
AT	mph	<i>Hymenocardia acida</i> Tul. Var <i>acida</i>	Hymenocardiaceae
S	Th	<i>Hyparrhenia involucrata</i> Stapf	Poaceae
Pan	He	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Poaceae
S	He	<i>Hyparrhenia smithiana</i> (Hook. f.) Stapf	Poaceae
Pan	Th	<i>Hyptis spicigera</i> Lam.	Lamiaceae
Pan	Th	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	Lamiaceae
S	Chsl	<i>Indigofera bracteolata</i> DC.	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Th	<i>Indigofera colutea</i> (Burm. f.) Merrill	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Th	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Th	<i>Indigofera erecta</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Indigofera geminata</i> Bak.	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Th	<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae-Papilionoideae
GC	Th	<i>Indigofera kerstingii</i> Harms	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Th	<i>Indigofera nummulariifolia</i> (L.) Livera ex Alston	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Th	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers.	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Th	<i>Indigofera platifila</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Indigofera senegalensis</i> Lam.	Fabaceae-Papilionoideae
PA	Th	<i>Indigofera tinctoria</i> L.	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	He	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	Convolvulaceae
S	Thg	<i>Ipomoea argentaurata</i> Hallier f.	Convolvulaceae
Pan	Geo	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	Convolvulaceae
SZ	Ch	<i>Ipomoea blepharophylla</i> Hall. f.	Convolvulaceae
Pal	Thg	<i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	Convolvulaceae
AT	LTh	<i>Ipomoea involucrata</i> P. Beauv.	Convolvulaceae
Pan	Th	<i>Ipomoea rubens</i> Choisy	Convolvulaceae
Pan	Th	<i>Ipomoea stolonifera</i> (Cyrill.) J.F. Gmel.	Convolvulaceae
S	MPh	<i>Isobertinia doka</i> Craib & Stapf	Fabaceae-Caesalpinioideae
SZ	Ch	<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	Acanthaceae
SZ	Th	<i>Justicia insularis</i> T. Anders.	Acanthaceae
AT	Ch	<i>Justicia ladanooides</i> Lam.	Acanthaceae
AT	Ch	<i>Justicia</i> sp	Acanthaceae

SZ	Get	<i>Siphonocilus aethiopicus</i> (Schweinf.) B. L. Burtt	Zingiberaceae
S	MPh	<i>Khaya senegalensis</i> (Des.) A. Juss.	Meliaceae
Pan	Th	<i>Kohautia senegalensis</i> Cham. & Schlecht.	Rubiaceae
AM	Gerh	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. subsp. <i>erecta</i> var. <i>erecta</i>	Cyperaceae
AA	He	<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Kyllinga squamulata</i> Thonn. ex Vahl	Cyperaceae
Pal	He	<i>Kyllinga tenuifolia</i> Steud.	Cyperaceae
S	mph	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae
SZ	mPh	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K. Krause	Anacardiaceae
S	mph	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	Anacardiaceae
SZ	Ges	<i>Lantana ukambensis</i> (Vatke) Verdc.	Verbenaceae
Pal	Ph	<i>Lawsonia inermis</i> L.	Lythraceae
S	Chr	<i>Lepidagathis anobrya</i> Nees	Acanthaceae
S	mphL	<i>Leptadenia hastata</i> (Pers.) Decne	Asclepiadaceae
Pan	Th	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	Lamiaceae
SZ	Ges	<i>Lippia chevalieri</i> Moldenke	Verbenaceae
PA	mph	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Hcb	<i>Loudecia kerstingii</i>	Poaceae
SZ	He	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E. Hubbard	Poaceae
S	Th	<i>Loudetia togoensis</i> (Pilger) C.E. Hubbard	Poaceae
S	Th	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	Onagraceae
PA	Th	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) Raven subsp. <i>sessiliflora</i> (Mich.) Raven	Onagraceae
AT	nph	<i>Maerua angolensis</i> DC.	Capparaceae
Pan	He	<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	Cyperaceae
Pan	Th	<i>Martynia annua</i> L.	Pedaliaceae
SZ	mph	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell	Celastraceae
AT	Th	<i>Melanthera scandens</i> (Schum. & Thonn.) Roberty	Asteraceae
S	Th	<i>Melliniella micrantha</i> Harms	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Ch	<i>Melochia corchorifolia</i> L.	Sterculiaceae
Pan	Th	<i>Microchloa indica</i> (L. f.) P. Beauv.	Poaceae
Pan	nph	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae-Mimosoideae
Pan	Th	<i>Mitracarpus scaber</i> Zucc.	Rubiaceae
SZ	mPh	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) O. Ktze.	Rubiaceae
AT	Th	<i>Monechma ciliatum</i> (Jacq.) Milne-Redhead	Acanthaceae
AT	Th	<i>Monechma linearifolia</i>	Acanthaceae
Pan	Ph	<i>Moringa oleifera</i> Lam.	Moringaceae
Pal	Thpr	<i>Mukia maderaspatana</i> (L.) M.J. Roem.	Cucurbitaceae
SZ	mph	<i>Nauclea</i> sp	Rubiaceae
Pan	Th	<i>Nelsonia canescens</i> (Lam.) Spreng.	Acanthaceae
Pan	Th	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	Lamiaceae
Pan	Th	<i>Ocimum americanum</i>	Lamiaceae
Pal	Th	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Rubiaceae
SZ	mph	<i>Opilia</i> sp Roxb.	Opiliaceae
AM	He	<i>Oryza longistaminata</i> A. Chev. Et Rchl.	Poaceae
S	nph	<i>Ozoroa insignis</i> Delile	Anacardiaceae

SZ	Th	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	Amaranthaceae
S	Th	<i>Pandiaka involucrata</i> (Moq.) B.D. Jackson	Amaranthaceae
Pan	Th	<i>Panicum laetum</i> Kunth	Poaceae
SZ	Th	<i>Panicum pansum</i> Rendle	Poaceae
SZ	mph	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Rosaceae
SZ	mph	<i>Parinari tomentosa</i>	Rosaceae
Pal	MPh	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex G. Don f.	Fabaceae-Mimosoideae
Pal	He	<i>Paspalum conjugatum</i>	Poaceae
Pal	He	<i>Paspalum orbiculare</i> Forst.	Poaceae
Pal	He	<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.	Poaceae
AT	mph	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum.	Rubiaceae
Pal	Th	<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	Poaceae
Pan	Th	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Shult.	Poaceae
S	mph	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth. ex Bak.) van M	Fabaceae-Papilionoideae
PA	Th	<i>Peristrophe bicalyculata</i> (Retz.) Nees	Acanthaceae
Pan	Th	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae
Pal	Ph	<i>Phyllanthus maderaspatensis</i> L.	Euphorbiaceae
AT	Ph	<i>Phyllanthus pentandrus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae
Cul	Th	<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae
S	mph	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	Fabaceae-Caesalpinioideae
AT	mph	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Milne-Redhead	Fabaceae-Caesalpinioideae
PA	Thpr	<i>Polycarpaea corymbosa</i> (L.) Lam. var. <i>corymbosa</i>	Caryophyllaceae
SZ	Th	<i>Polycarpaea eriantha</i> Hochst. ex A. Rich.	Caryophyllaceae
AT	Th	<i>Polycarpaea linearifolia</i> (DC.) DC.	Caryophyllaceae
SZ	Th	<i>Polycarpea pobengiini</i>	Caryophyllaceae
PA	Thpr	<i>Polygala arenaria</i> Willd.	Polygalaceae
Pan	Th	<i>Portulaca foliosa</i> Ker-Gawl	Portulacaceae
Pal	Th	<i>Portulaca grandiflora</i> Hook.	Portulacaceae
S	mPh	<i>Prosopis africana</i> (Guill. & Perr.) Taub.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mPh	<i>Pseudocedra kotschyi</i> (Schweinf.) Harms	Meliaceae
PA	mph	<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels	Combretaceae
SZ	mPh	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Th	<i>Pupalia lappacea</i> (L.) Juss.	Amaranthaceae
Cos	Ther	<i>Pycreus flavescens</i> (L.) Reichenb.	Cyperaceae
PA	Th	<i>Rhamphicarpa fistulosa</i> (Hochst.) Benth.	Scrophulariaceae
Pan	Thg	<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
PA	Chslg	<i>Rhynchosia sublobata</i> (Schum. & Thonn.) Meikle	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Ch	<i>Rhynchosia glutina</i>	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Ch	<i>Rhynchosia sp</i>	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	Th	<i>Rhytachne triaristata</i> (Steud.) Stapf	Poaceae
Pan	Th	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) W.D. Clayton	Poaceae
S	Ch	<i>Exoecaria grahamii</i> Stapf.	Euphorbiaceae
SZ	mph	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A. Bruce	Rubiaceae
Pan	Th	<i>Schizachyrium brevifolium</i> (Sw.) Nees ex Büse	Poaceae
Pal	Th	<i>Schizachyrium exile</i> (Hochst.) Pilger	Poaceae
PA	Th	<i>Schizachyrium nodulosum</i> (Hack.) Stapf	Poaceae

S	Th	<i>Schizachyrium platyphyllum</i> (Franch.) Stapf	Poaceae
Pan	He	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae
Pal	Th	<i>Schoenefeldia gracilis</i> Kunth	Poaceae
AM	Gér	<i>Scleria bulbifera</i> A. Rich.	Cyperaceae
SZ	Th	<i>Scleria sphaerocarpa</i> (E.A. Robinson) Napper	Cyperaceae
S	mPh	<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae
PA	Th	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Scrophulariaceae
Pal	Ch	<i>Sebastiania chamaelia</i>	Fabaceae-Papilionoideae
AT	mph	<i>Securidaca longipedunculata</i> Fres.	Polygalaceae
Pan	Ph	<i>Sesbania pachycarpa</i>	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Th	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	Poaceae
AT	Th	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. Et Schult.	Poaceae
Pal	Th	<i>Shoenefeldia gracilis</i> Kuntch	Poaceae
Pan	Ch	<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae
Pan	Th	<i>Sida alba</i> L.	Malvaceae
Pan	Ch	<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae
AA	Th	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.	Malvaceae
Pan	Th	<i>Sida urens</i> L.	Malvaceae
SZ	Get	<i>Siphonocilus aethiopicus</i> (Schweinf.) B. L. Burtt	Zingiberaceae
Pan	Ph	<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae
Pal	Th	<i>Sorghastrum bipennatum</i> (Hack.) Pilg.	Poaceae
PA	Th	<i>Spermacoce chaetocephala</i> D.C.	Rubiaceae
PA	Th	<i>Spermacoce filifolia</i> (Schum. et Thonn.) Lebrun et Stork.	Rubiaceae
SZ	Th	<i>Spermacoce radiata</i> (DC.) Sierber ex Hiern	Rubiaceae
SZ	Th	<i>Spermacoce ruelliae</i> DC.	Rubiaceae
Pan	Th	<i>Spermacoce stachydea</i> DC.	Rubiaceae
SZ	Th	<i>Spermacoceae scabra</i>	Rubiaceae
AA	Th	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	Loganiaceae
PA	Heb	<i>Sporobolus festivus</i> Hochst. ex A. Rich.	Poaceae
SG	Th	<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae
SG	Th	<i>Sporobolus pectinellus</i> Mez	Poaceae
AA	He	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae
AT	mPh	<i>Sterculia setigera</i> Del.	Sterculiaceae
SZ	mPh	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
Pal	Th	<i>Striga asiatica</i> (L.) O. Ktze	Scrophulariaceae
Pal	Ch	<i>Striga gesnerioides</i> (Willd.) Vatke	Scrophulariaceae
AM	Chpar	<i>Striga hermontheca</i> (Del.) Benth.	Scrophulariaceae
SZ	mph	<i>Strychnos innocua</i> Del.	Loganiaceae
AM	mph	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
S	Get	<i>Stylochaeton hypogaeus</i> Lepr.	Araceae
AT	Ch	<i>Stylosanthes aspera</i>	Fabaceae-Papilionoideae
AT	Ch	<i>Stylosanthes erecta</i> P. Beauv.	Fabaceae-Papilionoideae
AM	mph	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	Th	<i>Synchia</i> sp	Solanaceae
Pal	Get	<i>Taca involucrata</i>	Taccaceae

Pal	Get	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) O. Ktze	Taccaceae
Pan	mPh	<i>Tamarindus indica</i> L.	Fabaceae-Caesalpinioideae
SZ	Th	<i>Tephrosia bracteolata</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Th	<i>Tephrosia filifolia</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Tephrosia gracilipes</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
AM	Th	<i>Tephrosia linearifolia</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Indigofera stenophylla</i> Guill. Et Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Tephrosia pilosa</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	mph	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae
SG	mph	<i>Terminalia brownii</i> Fries	Combretaceae
S	mph	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl. & Diels	Combretaceae
S	mph	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	Combretaceae
PA	mph	<i>Terminalia mollis</i> Laws.	Combretaceae
Pan	Th	<i>Terricus barti</i>	Zygophyllaceae
PA	GeHyd	<i>Thalia geniculata</i> L., (Syn: <i>T. welwitchii</i> Ridley)	Marantaceae
S	Th	<i>Thelepogon elegans</i> Roth ex Roem. & Schult.	Poaceae
S	Th	<i>Indigofera leprieurii</i> Bak.f.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Ch	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	Lamiaceae
Pan	mph	<i>Trema orientalis</i> (L.) Bl.	Ulmaceae
Pan	Th	<i>Tribulus terrestris</i> L.	Zygophyllaceae
Pan	mph	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae
Pan	Th	<i>Tridax procumbens</i> L.	Asteraceae
PA	He	<i>Tripogon minimus</i> (A. Rich.) Hochst. ex Steud.	Poaceae
PA	Th	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	Tiliaceae
Pan	Ch	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Tiliaceae
Pal	Th	<i>Uraria picta</i> (Jacq.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
S	He	<i>Urelytrum muricatum</i> C.E. Hubbard	Poaceae
Pan	Ch	<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae
SZ	Th	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae
SZ	nph	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Asteraceae
SZ	Ch	<i>Vernonia sp</i>	Asteraceae
SZ	He	<i>Vetiveria nigriflora</i> (Benth.) Stapf	Poaceae
AT	Th	<i>Pentanema indicum</i> (L.) Y. Ling.	Asteraceae
SZ	Thg	<i>Vigna ambacensis</i> Welw. ex Bak.	Fabaceae-Papilionoideae
GC	Th	<i>Vigna gracilis</i> (Guill. & Perr.) Hook. f.	Fabaceae-Papilionoideae
SZ	Thg	<i>Vigna racemosa</i> (G. Don) Hutch. & Dalz.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Th	<i>Vigna sp</i>	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	Th	<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp. subsp. <i>unguiculata</i>	Fabaceae-Papilionoideae
S	mph	<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. Gaertn.	Sapotaceae
S	mph	<i>Vitex chrysocarpa</i> Planch. ex Benth.	Verbenaceae
AT	mPh	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
S	nph	<i>Vitex madiensis</i> Oliv., (Syn: <i>V. simplicifolia</i> Oliv.)	Verbenaceae
Pan	Chsl	<i>Waltheria indica</i> L.	Sterculiaceae
AA	Th	<i>Wissadula rostrata</i> (Shumach.) Hookf.	Malvaceae
SZ	mPh	<i>Xeroderris stuhlmannii</i> (Taub.) Mendonça & Sousa	Fabaceae-Papilionoideae

Pan	nph	<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae
AT	mph	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae
Pal	mph	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Rhamnaceae
PA	nph	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	Rhamnaceae
Pal	mph	<i>Ziziphus spina-christi</i> (L.) Desf. var. <i>spina-christi</i>	Rhamnaceae
AT	Th	<i>Zornia glochidiata</i> Reichb. ex DC.	Fabaceae-Papilionoideae

Annexe 2 : Liste exhaustive des espèces en régénération inventoriées

TP	TB	Espèce	Famille
S	mph	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib. ex Holl.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Acacia gourmaensis</i> A. Chev.	Fabaceae-Mimosoideae
PA	mph	<i>Acacia hockii</i> De Wild.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	nph	<i>Acacia macrostachya</i> Reichenb. ex Benth.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mph	<i>Acacia nilotica</i> (L.) Willd. ex Del.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mphL	<i>Acacia erythrocalyx</i> Brenan.	Fabaceae-Mimosoideae
PA	mPh	<i>Acacia polyacantha</i> Willd.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Acacia seyal</i> Del.	Fabaceae-Mimosoideae
AT	mph	<i>Acacia sieberiana</i> DC.	Fabaceae-Mimosoideae
SZ	mPh	<i>Azelia africana</i> Sm.	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mph	<i>Albizia chevalieri</i> Harms	Fabaceae-Mimosoideae
S	Mph	<i>Quassia undulata</i> (Guill. & Perr.)	Simaroubaceae
SZ	mPh	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
S	nph	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae
Pal	Get	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
Pal	mph	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
S	mph	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	Balanitaceae
AT	Ph	<i>Bauhinia rufescens</i> Lam.	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mPh	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuill.	Bombacaceae
SZ	mPh	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
SZ	mph	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
Pal	mph	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae
Pal	nph	<i>Cadaba farinosa</i> Forsk.	Capparaceae
Pal	mph	<i>Calotropis procera</i> (Ait.) Ait. f.	Asclepiadaceae
SZ	nphL	<i>Capparis sepiaria</i> L.	Capparidaceae
SZ	mph	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	MPh	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaert.	Bombacaceae
S	MphL	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
S	Chsl	<i>Cochlospermum planchonii</i> Hook. f. ex Planch.	Cochlospermaceae
S	Ges	<i>Cochlospermum tinctorium</i> Perr. Ex A. Rich.	Cochlospermaceae
SZ	mPh	<i>Combretum aculeatum</i> Vent.	Combretaceae
AT	mph	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. Ex. A. Rich.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae

AT	mph	<i>Combretum molle</i> G. Don	Combretaceae
S	mph	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr.	Combretaceae
PA	nphL	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae
Pal	mph	<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Engl.	Burseraceae
Pan	Th	<i>Cordyla pinnata</i> (Lepr. ex A. Rich.) Milne-R <i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don)	Fabaceae-Caesalpinioideae
AT	mph	Benth.	Rubiaceae
SZ	mPh	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalz.	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mph	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	mph	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Fabaceae-Mimosoideae
Pan	GtL	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
Pan	Ch	<i>Desmodium velutinum</i> (Willd.) DC.	Fabaceae-Papilionoideae
Pal	mPh	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
SZ	mph	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Mimosoideae
GC-			
SZ	mph	<i>Erythrina senegalensis</i> DC.	Fabaceae-Papilionoideae
S	mph	<i>Feretia apodanthera</i> Del.	Rubiaceae
SZ	nph	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf et Hutch.	Rubiaceae
S	nph	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae
S	nph	<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.	Rubiaceae
Pal	nph	<i>Gardenia ternifolia</i> Schum. & Thonn.	Rubiaceae
SZ	nph	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
S	Chsl	<i>Grewia cissoides</i> Hutch. & Dalz.	Tiliaceae
Pal	nPh	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	Tiliaceae
PA	nph	<i>Grewia mollis</i> Juss.	Tiliaceae
S	nph	<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	Combretaceae
AT	mph	<i>Hymenocardia acida</i> Tul. Var <i>acida</i>	Hymenocardiaceae
Pan	Ph	<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	Euphorbiaceae
S	MPh	<i>Khaya senegalensis</i> (Des.) A. Juss.	Meliaceae
S	mph	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae
SZ	mPh	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K. Krause	Anacardiaceae
S	mphL	<i>Leptadenia hastata</i> (Pers.) Decne	Asclepiadaceae
PA	mph	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr.	Fabaceae-Papilionoideae
AT	nph	<i>Maerua angolensis</i> DC.	Capparaceae
SZ	mph	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell	Celastraceae
S	mPh	<i>Monotes kerstingii</i> Gilg	Dipterocarpaceae
SZ	mPh	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) O. Ktze.	Rubiaceae
AM	nph	<i>Hoslundia opposita</i> Vahl	Lamiaceae
S	nph	<i>Ozoroa insignis</i> Delile	Anacardiaceae
SZ	mph	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Rosaceae
Pal	MPh	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex G. Don f.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mph	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth. ex Bak.) van M	Fabaceae-Papilionoideae
S	mph	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	Fabaceae-Caesalpinioideae
AT	mph	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Milne-Red	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mPh	<i>Prosopis africana</i> (Guill. & Perr.) Taub.	Fabaceae-Mimosoideae
S	mPh	<i>Pseudocedrales kotschyi</i> (Schweinf.) Harms	Meliaceae

PA	mph	<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels	Combretaceae
SZ	mPh	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Fabaceae-Papilionoideae
S	Ch	<i>Exoecaria grahamii</i> Stapf.	Euphorbiaceae
SZ	mph	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A.Bruce	Rubiaceae
S	mPh	<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae
AT	mph	<i>Securidaca longipedunculata</i> Fres.	Polygalaceae
Pal	nph	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt,	Euphorbiaceae
SZ	Ch	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	Lamiaceae
AT	mPh	<i>Sterculia setigera</i> Del.	Sterculiaceae
SZ	mPh	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
AM	mph	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
AM	mph	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	Fabaceae-Caesalpinioideae
Pan	mPh	<i>Tamarindus indica</i> L.	Fabaceae-Caesalpinioideae
S	mph	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae
S	mph	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl. & Diels	Combretaceae
Pan	mph	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae
S	Ch	<i>Exoecaria grahamii</i> Stapf.	Euphorbiaceae
SZ	nph	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Asteraceae
S	mph	<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. Gaertn.	Sapotaceae
AT	mPh	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
S	nph	<i>Vitex madiensis</i> Oliv.,	Verbenaceae
AT	nphL	<i>Ceropegia racemosa</i> N.E. Br.	Asclepiadaceae
SZ	mPh	<i>Xeroderris stuhlmannii</i> (Taub.) M & S	Fabaceae-Papilionoideae
Pan	nph	<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae
AT	mph	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae
Pal	mph	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Rhamnaceae
PA	nph	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	Rhamnaceae

Annexe 3: Espèces caractéristiques de chaque type d'utilisation des terres

TUTs	Espèces caractéristiques	Valeur indicatrice			P*
		CA	RES	ZVC	
Jachères, espaces pâturés (CA)	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. Et Schult	81,4	0	0	0,001
	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	72,2	0	0	0,001
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	71,8	0	0	0,001
	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	64,7	0	0	0,001
	<i>Alysicarpus ovalifolius</i> (Schum. & Thonn.) J. Léonard	50,6	0	0	0,001
	<i>Acacia seyal</i> Del.	50	0	0	0,001
	<i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	46,4	0	0	0,001
	<i>Hyptis spicigera</i> Lam.	45,5	0	0	0,001
	<i>Eragrostis turgida</i> (Schumach.) De Wild.	44	0	0	0,001
	<i>Sida alba</i> L.	43,7	0	0	0,003
	<i>Zornia glochidiata</i> Reichb. ex DC.	42,8	0	0	0,001
	<i>Spermacoce filifolia</i> (Schum. et Thonn.) Lebrun et Stork.	34,2	0	0	0,008
	<i>Corchorus tridens</i> L.	33,1	0	0	0,006
	<i>Siphonocilus aethiopicus</i> (Schweinf.) B. L. Burtt	32	0	0	0,001
	<i>Chloris pilosa</i> Schumach.	30,5	0	0	0,004
<i>Schoenefeldia gracilis</i> Kunth	29,5	0	0	0,001	
<i>Loudecia togoensis</i> (Pilger) C.E. Hubbard	28,7	0	0	0,006	
Réserves de Pama (RES)	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	0	85,5	0	0,001
	<i>Andropogon pseudapricus</i> Stapf	0	49,5	0	0,001
	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	0	32,2	0	0,001
	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	0	50,9	0	0,001
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) W.D. Clayton	0	39,7	0	0,001
	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	0	49	0	0,001
	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl. & Diels	0	35,6	0	0,001
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	0	22,9	0	0,002
	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	0	39,4	0	0,002
	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	0	36,6	0	0,002
	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afz. ex G. Don) Benth.	0	38,3	0	0,003
	<i>Tephrosia bracteolata</i> Guill. & Perr.	0	43,1	0	0,003
	<i>Andropogon chinensis</i> (Nees) Merr.	0	25,9	0	0,004
	<i>Aneilema lanceolatum</i> Benth.	0	24,8	0	0,004
	<i>Dombeya quinqueseta</i> (Del.) Exell	0	14,6	0	0,004
<i>Grewia cissoides</i> Hutch. & Dalz.	0	21,8	0	0,005	
ZOVIC (ZVC)	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	0	0	91,6	0,001
	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	0	0	89,3	0,001
	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	0	0	78,6	0,001
	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	0	0	68,4	0,001
	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	0	0	63,5	0,001
	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	0	0	63	0,001
	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	0	0	61,2	0,001

<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. Gaertn.	0	0	57,6	0,001
<i>Brachiaria jubata</i> (Fig. & De Not.) Stapf	0	0	57,1	0,001
<i>Spermacoce radiata</i> (DC.) Sierber ex Hiern	0	0	56,2	0,001
<i>Acacia dudgeoni</i> Craib. ex Holl.	0	0	54,4	0,001
<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.	0	0	53,7	0,001
<i>Biophytum umbraculum</i> Welw.	0	0	52,8	0,001
<i>Sida urens</i> L.	0	0	49,7	0,001
<i>Microchloa indica</i> (L. f.) P. Beauv.	0	0	49,2	0,001
<i>Stylosanthes erecta</i> P. Beauv.	0	0	48,9	0,001
<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E. Hubbard	0	0	47,7	0,001
<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	0	0	47,4	0,001
<i>Schizachyrium exile</i> (Hochst.) Pilger	0	0	47,2	0,001
<i>Aristida kerstingii</i> Pilger	0	0	46,4	0,001
<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels	0	0	44,5	0,001
<i>Sporobolus festivus</i> Hochst. ex A. Rich.	0	0	44	0,002
<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) O. Ktze.	0	0	43,4	0,001
<i>Gardenia ternifolia</i> Schum. & Thonn.	0	0	42,7	0,001
<i>Waltheria indica</i> L.	0	0	41,7	0,001
<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	0	0	40,9	0,001
<i>Ximenia americana</i> L.	0	0	40	0,001
<i>Hackelochloa granularis</i> (L.) Kuntze	0	0	39,7	0,009
<i>Grewia venusta</i> Fresen.	0	0	39,5	0,003
<i>Striga hermontheca</i> (Del.) Benth.	0	0	36,6	0,001
<i>Wissadula rostrata</i> (Shumach.) Hookf.	0	0	34,8	0,001
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	0	0	34,7	0,003
<i>Plectranthus gracillimus</i> (T.C.E.Fr.) Hutch. Et Dandy	0	0	32,3	0,001
<i>Kohautia senegalensis</i> Cham. & Schlecht.	0	0	31,8	0,001
<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	0	0	31,1	0,001
<i>Pentanema indicum</i> (L.) Y. Ling.	0	0	28,7	0,001
<i>Cochlospermum tinctorium</i> Perr. Ex A. Rich.	0	0	28,6	0,005
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	0	0	27	0,002
<i>Ozoroa insignis</i> Delile	0	0	26,7	0,001
<i>Kyllinga tenuifolia</i> Steud.	0	0	26,3	0,003
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	0	0	26,1	0,003
<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	0	0	24,7	0,004
<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	0	0	24,6	0,003
<i>Tripogon minimus</i> (A. Rich.) Hochst. ex Steud.	0	0	22,7	0,001
<i>Melliniella micrantha</i> Harms	0	0	22,4	0,001
<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) O. Ktze	0	0	22,1	0,003

Annexe 4: espèces diagnostiques des berges des zones humides

Unités de végétation	Diagnostic species	IV (%)	P-value
Berges des zones humides des aires protégées	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	85.4	0.001
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) W.D. C.	64.6	0.001
	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	64.2	0.001
	<i>Tephrosia bracteolata</i> Guill. & Perr.	59.4	0.001
	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	57.9	0.02
	<i>Andropogon pseudapricus</i> Stapf	57	0.005
	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. Ex. A. Rich.	49.7	0.006
	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	39.5	0.006
	<i>Andropogon tectorum</i> Schum. & Thonn.	29.9	0.005
	<i>Grewia cissoides</i> Hutch. & Dalz.	29.5	0.032
	<i>Indigofera colutea</i> (Burm. f.) Merrill	29.4	0.003
	<i>Sorghastrum bipennatum</i> (Hack.) Pilg.	25	0.008
Berges des zones humides des aires anthropisées	<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	81.8	0.001
	<i>Cassia obtusifolia</i> L.	80.6	0.001
	<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.	77.6	0.001
	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	76.1	0.001
	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. Et Schult.	66.8	0.001
	<i>Sida alba</i> L.	66.3	0.001
	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	63.9	0.001
	<i>Alysicarpus ovalifolius</i> (Schum. & Thonn.) J. L.	61.2	0.001
	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	61.1	0.001
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	61.1	0.001
	<i>Sida urens</i> L.	58.6	0.001
	<i>Chloris pilosa</i> Schumach.	58.3	0.001
	<i>Corchorus tridens</i> L.	55.6	0.001
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	44.4	0.001
	<i>Hyptis spicigera</i> Lam.	53.9	0.002
	<i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	53.8	0.003
	<i>Wissadula rostrata</i> (Shumach.) Hook. f.	38.9	0.003
	<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E. Hubbard	63.3	0.006
	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	46.5	0.006
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	33.3	0.006
<i>Feretia apodanthera</i> Del.	48.5	0.07	
<i>Stylosanthes erecta</i> P. Beauv.	38.9	0.007	
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	36.1	0.007	
<i>Mitracarpus scaber</i> Zucc.	36.1	0.007	
<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	22.2	0.04	

Signification au seuil de 1% à partir du test de Monte Carlo

Annexe 5 : Indicateurs visuels de dégradation des terres

INDICATEURS	CLASSES	CRITÈRES
Unités géomorphologiques; affleurement cuirassé ou rocheux	Peu sensibles	Bas-fonds; mares; plans d'eau; plaines
	Moyennement sensibles	Glacis; plateau cuirassé; Terrasse cuirassée
	Très sensibles	Affleurement cuirassé ou rocheux; Buttes cuirassées; Glacis cuirassées
Classes de sols	Peu sensibles	Sols hydromorphes; brunifiés ferrugineux
	Moyennement sensibles	Sols à mull; vertisols
	Très sensibles	Sols minéraux bruts; Sols peu évolués/ Sols à sesquioxydes de fer; Sols ferrallitiques; Sols halomorphes; Sols isohumiques
Pentes	Pente faible	$P < 2\%$
	Pente moyenne	$2 < P < 5\%$
	Pente élevée	$P > 5\%$
Couverture ligneuse	Recouvrement dense	forêt galerie ou forêt claire $R > 70\%$
	Recouvrement peu dense	$30\% < R < 70\%$
	Recouvrement faible	$R < 30\%$
Couverture herbacée	Recouvrement important	Chaume, litière
	Quelques plages nues	$R > 30\%$
	Fortement dénudé	$R < 30\%$
Épandage de cailloux ou gravier	Faible	Pas d'épandage de cailloux ou de gravier ferrugineux ou rocheux
	Moyen	Un peu d'épandage de cailloux ou de gravier ferrugineux ou rocheux
	Fort	Fort épandage de cailloux ou de graviers rocheux
Encroûtement	Faible	Surface non encroûtée
	Moyen	Surface peu encroûtée
	Fort	Surface fortement encroûtée
Traces de bétail	Faible	Pas de traces de bétail
	Moyen	Surface peu piétinée par le bétail
	Fort	Surface fortement piétinée par le bétail
Érosion hydrique (lézardée par le ruissellement)	Faible	Érosion en nappe peu remarquable
	Moyen	Érosion en nappe remarquable
	Fort	Ravin; Rigoles ou Griffes d'érosion; Zones fortement lézardées par le ruissellement)
Feux de végétation	Faible	Pas de feux
	Moyen	Feux précoces (Octobre-Novembre)
	Fort	Feux tardifs (Mars-Mai)
Embuissonnement	Faible	Strate arbustive peu densifiée
	Moyen	Strate arbustive moyennement densifiée
	Fort	Strate arbustive très densifiée

Source: CTIG de l'INERA-Kamboinsé, 2001

Annexe 6 : Photos montrant différents faciès de dégradation



Spermacoce radiata et *Piliostigma reticulata* sur sol gravillonnaire



Schoenefeldia gracilis sur sol encrûté



Polycarpea eriantha (blanc) et *P. corymbosa* sur sols gravillonnaires



Striga hermonthica indicatrice de sol dégradé, dans un champ de sorgho



Sorghastrum bipennatum sur sols riches légèrement inondés



Crossopteryx febrifuga indicatrice de sols non dégradés

Annexe 7: Fiche d'enquête ethnobotanique

1- Éléments d'identification

Village/terroir : Département : Province :

Groupe ethnique 1. Gourmantché 2. Peulh 3. Mossé 4. Autre	Groupe professionnel 1. Agriculteur 2. Éleveur 3. Agropasteur	Groupe d'âge 1. 18 à 30 ans 2. > 30 ans	Niveau d'instruction 0. Aucun niveau 1. Alphabétisé/coranique 2. Primaire 3. Secondaire	Sexe 1. Masculin 2. Féminin
1 2 3 4	1 2 3	1 2	0 1 2 3	1 2

2- Connaissances sur les utilisations de 8 espèces végétales appréciées

***N.B.** Code type d'utilisation (à hiérarchiser) : 1. Fourrage ; 2. Artisanat (maisons ; clôture, hangar...) ; 3. Énergie (feu) ; 4. Alimentation humaine ; 5. Autres

Espèces	*Type d'utilisation	Partie utilisée	Période d'utilisation	Degré de préférence	État de la ressource
1. <i>Gourmantché ma</i> 2. <i>Peulh</i> 3. <i>Mooré</i>		1. feuilles ; 2. Tige ; 3. racines ; 4. Fruit ; 5. Fleur ; 6. Graine ; 7. Écorce 8. Branche.	1. Saison humide 2. Saison sèche	1. Très préféré 2. Moyennement 3. Peu préféré	1. Rare 2. Assez présente 3. Abondante
<i>Andr. gayanus</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3
<i>Andr. ascinodis</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3
<i>Andr. tectorum</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3
<i>Pteroc. erinaceus</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3
<i>Afzelia africana</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3
<i>Sterculia setigera</i>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3

		7			
<i>Loncoc. Laxiflorus</i>	□ □ □ □ □ □	1 2 3 4 5 6 7	1 2	1 2 3	1 2 3
<i>Khaya senegalensis</i>	□ □ □ □ □ □	1 2 3 4 5 6 7	1 2	1 2 3	1 2 3

3- Connaissances des espèces de plantes indicatrices

3-1-1. Citez une espèce de plante indicatrice de bon pâturage

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

3-1-2. Citez une espèce de plante indicatrice de pâturage dégradé

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

3-2-1. Citez une espèce de plante indicatrice de sol agricole fertile

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

3-2-2. Citez une espèce de plante indicatrice de sol agricole dégradé

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

4- Si on devrait planter des espèces de forêt pour nourrir le bétail en saison sèche

4.1. Citez 1 arbre que vous juger très intéressant pour mieux nourrir les bovins

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

4.2. Citez 1 arbre que vous jugez très intéressant pour mieux nourrir les caprins

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

4.3. Citez 1 herbe que vous jugez très intéressante pour mieux nourrir les bovins

	Nom en Gourmantchéma	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français

1				
----------	--	--	--	--

4.4. Citez 1 herbe que vous jugez très intéressante pour mieux nourrir les caprins

	Nom Gourmantchéma en	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

5- Espèces disparues ou en déclin

5-1- Citez une plante (ligneux ou herbacée) ayant disparu de votre terroir.

	Nom Gourmantchéma en	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

5-2- Citez une plante que vous pensez menacée de disparition

	Nom Gourmantchéma en	Nom en Peulh	Nom en mooré	Nom en français
1				

5- 3- Nommez la principale (1 seule) cause de cette disparition des plantes ?

Cause principale =

6- Perception de l'état de l'environnement et de la biodiversité :

6-1- Parmi les qualificatifs suivants, lequel vous convient mieux pour caractériser l'environnement de votre terroir ?

1-Très malade 2- Malade 3- En bonne santé 4- Ne sais pas

6-2- Parmi les causes suivantes, susceptibles de dégrader votre environnement, choisissez celle qui vous semble être la plus grave (une seule) 1. Défrichement ; 2. Utilisation des pesticides ; 3. Pâturage ; 4. Coupe du bois de feu ; 5. Feux de savane ; 6. Climat (pluies capricieuses) ; 7. Autre cause à préciser.....

7- Penses-tu que les agents techniques (agriculture /élevage) arrivent à satisfaire à tes besoins en conseils techniques ? Oui Non Ne sais pas

8- Voici quelques affirmations à propos de ton terroir (ton environnement). A quel point es-tu en accord avec chaque affirmation? (encercle la réponse appropriée).

1	2	3	4
1. Tout à fait d'accord 2. Un peu d'accord 3. En désaccord	1. Tout à fait d'accord 2. Un peu d'accord 3. En désaccord	1. Tout à fait d'accord 2. Un peu d'accord 3. En désaccord	1. Tout à fait d'accord 2. Un peu d'accord 3. En désaccord
La forêt contient plus de pâturage (quantité) que le milieu environnant.	En y mettant du feu en octobre-novembre, cela fait du bien à la forêt.	Il est bon qu'on augmente les périodes de fauche de fourrage dans la forêt.	Sans la réserve nous ne pourrions avoir certains médicaments rares.

5	6	7	8
----------	----------	----------	----------

1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>
En y mettant du feu en Février-Mars, cela fait du bien à la forêt.	Le fourrage issu de la forêt est de meilleure qualité que celui du milieu environnant.	Le recours à l'émondage des ligneux fourragers est nécessaire en saison chaude pour sauver nos animaux.	Certaines espèces végétales disparues ne se trouvent que dans la forêt.

9	10	11	12
1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>
Le pâturage du bétail dans la forêt ne dérange pas la conservation de la forêt et de sa faune.	Il faut déclasser une partie de la forêt pour donner des champs et de la pâture aux populations	Il y a des espèces très nutritives pour le bétail qu'on ne trouve plus dans les pâtures du village.	L'action de piétinement du bétail dégrade la terre plus que le broutage des herbes et des arbres.

13	14
1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>	1. <i>Tout à fait d'accord</i> 2. <i>Un peu d'accord</i> 3. <i>En désaccord</i>
Les forestiers exagèrent la surveillance et les amendes.	C'est à cause de la transhumance que l'herbe ne suffit plus pour le bétail.