

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

DYNAMIQUE DU COUVERT VÉGÉTAL FORESTIER DES AGROSYSTÈMES
SAHÉLIENS DU NORD DU BURKINA FASO APRÈS LES SÉCHERESSES DES
ANNÉES 1970-1980: IMPLICATION DES PRATIQUES D'AMÉNAGEMENT
DES TERRES

THÈSE
PRÉSENTÉE
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
WENDPOUIRÉ ARNAUD ZIDA

JANVIER 2020

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été financée par le Programme Canadien de Bourses de la Francophonie (PCBF). Les travaux sur le terrain ont également bénéficié du soutien financier et matériel du programme «Conflict and Cooperation over Natural Resources in Developing Countries (CoCooN)» et de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA). Mes sincères remerciements à toutes ces institutions.

Cette thèse est également le résultat d'un travail d'équipe, de collaboration et de concertation. Mes profonds remerciements:

- Aux Pr. Jean-Philippe WAAUB et Dr. Babou André BATIONO, respectivement Directeur et Co-Directeur de la thèse, pour les bons rapports humains, de m'avoir encadré, et de m'avoir laissé l'autonomie et la liberté d'action nécessaires à l'accomplissement d'un tel travail. Leurs connaissances approfondies des problématiques de la lutte contre la dégradation des terres au Sahel et leurs expériences ont nettement contribué à améliorer la qualité de cette thèse;
- Aux autres membres du jury, pour avoir accepté d'y prendre part, malgré leur agenda chargé. Leurs commentaires et observations éclairés contribueront à améliorer la qualité de mon travail;
- Aux membres de mon comité de thèse Pr. Claude Codjia et Pr. Philippe Gachon, leurs commentaires et observations éclairés ont contribué à enrichir la qualité de cette thèse;
- À l'ensemble des professeurs de l'Institut des sciences de l'environnement de l'UQAM pour l'accompagnement et les enseignements reçus lors des sessions préparatoires;

- À mes amis et collègues Farid Traoré, Rasmané Ouédraogo, Emmanuel Amoah Boakye, Michel Ouédraogo, Zezouma Sanon pour leurs contributions à l'amélioration de la qualité scientifique du travail et à la relecture de l'ensemble du manuscrit;
- À mes collègues du Groupe d'études interdisciplinaires en géographie et environnement régional (GEIGER) et de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA) avec qui j'ai eu des moments de discussions, de réconfort et de soutien, en particulier Jeanne Tewa Togbodouno, Mariama Diallo, Zurcher Mardy, Hélène Beauchemin, Shazmane Rehamtula Mandjee, Aïcha Tapsoba, Hadou Haro et Lassane Ouédraogo;
- À mon épouse Sandrine, et à nos garçons Régis et Yanis, pour qui cette thèse est également la leur, pour leur compréhension et leur soutien indéfectibles durant ces quatre longues années. Papa, vous rentrez quand? Papa, vous n'avez pas encore fini? Ces mots me rappellent combien mon absence a été tout aussi difficile à supporter pour vous;
- À toute ma famille et mes amis pour leur soutien permanent et leurs encouragements en particulier ma mère Jeanne Zida/Ouédraogo, mon oncle, Zacharie Zida et son épouse Alice Zida/Thiombiano, à mes grandes sœurs, Béatrice et Sylvie, ainsi qu'à mes frères et amis de longue date Clément et Richard pour leur constante présence auprès de ma famille tout au long de mon absence.

Pour terminer, Je rends hommage à mon père, aujourd'hui disparu, et qui aurait été content de cet aboutissement, et à ma grande mère, décédée pendant mon séjour au Canada. Reposez en paix! Amen!

DÉDICACE

À Sandrine, mon épouse et à Régis et Yanis,
nos garçons pour avoir supporté mes longues
absences et m'avoir donné la force et le
courage nécessaire pour aller au bout de ce
projet.

I love you so much!

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	i
DÉDICACE	iii
TABLES DES MATIÈRES	iv
LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xiv
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	xvi
RÉSUMÉ	xx
ABSTRACT.....	xxi
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Problématique de l'étude	1
1.2 Objectifs de l'étude.....	5
1.2.1 Objectif spécifique n°1.....	5
1.2.2 Objectif spécifique n°2.....	5
1.2.3 Objectif spécifique n°3.....	5
1.3 Contexte territorial de la zone d'étude.....	6
1.3.1 Population et économie.....	6
1.3.1.1 Population	6
1.3.1.2 Économie.....	8

1.3.2	Milieu biophysique	9
1.3.2.1	Climat.....	9
1.3.2.2	Géologie, géomorphologie et sols.....	14
1.3.2.3	Végétation	14
1.4	Cadre théorique de la lutte contre la désertification	15
1.4.1	Ampleur de la désertification	15
1.4.2	Évolution des écosystèmes.....	18
1.4.3	Approches de lutte contre la désertification.....	20
1.4.3.1	Approche d'information, de surveillance et d'innovation.....	20
1.4.3.2	Approche de lutte contre la dégradation des terres	21
1.4.3.3	Approche de développement/lutte contre la pauvreté.....	23
1.4.3.4	Approche basée sur la planification	24
1.4.3.5	Promotion des communautés à la base et éducation environnementale	25
1.4.4	Moyens d'exécution.....	26
1.4.5	Positionnement de la thèse	27
1.5	Définition des concepts.....	27
1.5.1	Dynamique du couvert forestier en zone sahéenne.....	27
1.5.1.1	Écosystème, agrosystème et couvert végétal forestier	27
1.5.1.2	Composition floristique.....	28
1.5.1.3	Amélioration du couvert végétal	28
1.5.2	Sécheresse et lutte contre la désertification	28
1.5.2.1	Sécheresse	28
1.5.2.2	Désertification	29
1.5.2.3	Dégradation des terres.....	29
1.5.3	Pratiques agroforestières et lutte contre la dégradation des terres	30
1.5.3.1	Agroforesterie et satisfaction des besoins de base des communautés	30
1.5.3.2	Lutte contre la dégradation des terres	31
1.5.3.3	Pratiques agroforestières d'aménagement des terres	31
1.5.3.4	Savoirs endogènes d'aménagement des terres	31
1.6	Démarche méthodologique générale	32

1.6.1	Zone d'étude.....	32
1.6.2	Schéma de la démarche générale	33
1.6.3	Grandes étapes pour atteindre chaque objectif spécifique	35
1.6.3.1	Objectif spécifique n°1	35
1.6.3.2	Objectif spécifique n°2.....	35
1.6.3.3	Objectif spécifique n°3.....	36
1.6.4	Considérations éthiques	36
1.7	Structure de la thèse.....	36
1.7.1	Chapitre I.....	36
1.7.2	Chapitre II	37
1.7.3	Chapitre III.....	37
1.7.4	Chapitre IV.....	37
1.7.5	Chapitre V.....	38
CHAPITRE II DYNAMIC OF SAHELIAN AGROECOSYSTEMS WOODY PLANT COVER OF THE NORTHERN REGION OF BURKINA FASO SINCE 1970S-1980S DROUGHTS		39
2.1	Introduction.....	42
2.2	Methodology.....	44
2.2.1	Location of study area.....	44
2.2.2	Data acquisition and processing.....	46
2.2.2.1	Satellite images	46
2.2.2.2	Corrections of the images.....	47
2.2.2.3	Vegetation index used.....	47
2.2.2.4	Change detection.....	49
2.2.2.5	Classification of images	50
2.2.2.6	Rainfall data	53
2.2.3	Data analysis	53
2.3	Results	54
2.3.1	Spatial-temporal variation of woody plant cover.....	54
2.3.1.1	Amplitude of vegetation index variation	54
2.3.1.2	Mean of vegetation index variation.....	57
2.3.2	Relationship between vegetation index variation and rainfall	58
2.3.3	Land-use, land-cover dynamics	59

2.3.3.1	Land-use, land-cover classes and accuracy assessment.....	59
2.3.3.2	Changes in land-use, land-cover categories.....	61
2.3.3.3	Woody plant cover change and land-use, land-cover classes	64
2.4	Discussion.....	64
2.5	Conclusion.....	67
2.6	Acknowledgements.....	68

CHAPITRE III EFFECTS OF LAND-USE PRACTICES ON WOODY PLANT COVER DYNAMICS IN SAHELIAN AGROSYSTEMS IN BURKINA FASO SINCE 1970-1980 DROUGHTS

		69
3.1	Introduction.....	72
3.2	Methodology.....	73
3.2.1	Location of the study area.....	73
3.2.2	Evolution of woody plant cover.....	75
3.2.3	Sampling	77
3.2.4	Data	78
3.2.4.1	Rainfall.....	79
3.2.4.2	Soils.....	79
3.2.4.3	Geomorphology	79
3.2.4.4	Land-use and land-cover.....	79
3.2.4.5	Land-use practices.....	80
3.2.5	Data analysis	80
3.3	Results	82
3.3.1	Evolution of rainfall in the study area.....	82
3.3.2	Environmental characteristics of observed sites	82
3.3.3	Landscape characteristics of observed sites.....	84
3.3.4	Land-use practices.....	84
3.3.5	Relationship between woody plant cover change and rainfall.....	89
3.3.6	Relationship between woody plant cover change and environmental / anthropogenic variables.	90
3.3.6.1	Woody plant cover change and geomorphology.....	91
3.3.6.2	Woody plant cover change and land-use, land-cover	92
3.3.6.3	Woody plant cover change and land-use practices	93
3.4	Discussion.....	94

3.5	Conclusion.....	97
3.6	Acknowledgments	98

**CHAPITRE IV ASSESSMENT OF REGREENED AGROSYSTEMS WOOD
PLANT DIVERSITY AFTER 1970-1980 DROUGHTS IN THE SAHELIAN AREA
OF BURKINA FASO** 99

4.1	Introduction.....	102
4.2	Methodology.....	104
4.2.1	Study area.....	104
4.2.2	Location of areas with increasing woody plant cover.....	104
4.2.3	Sampling	106
4.2.4	Data analysis	108
4.3	Results	111
4.3.1	Species composition and ecological status	111
4.3.2	Taxonomic distribution of species	114
4.3.3	Density and structure of woody plants.....	115
4.3.4	Intraspecific diversity of habitats	116
4.3.5	Homotony of habitats.....	117
4.3.6	Analysis of plant communities.....	119
4.4	Discussion.....	122
4.5	Conclusion.....	125
4.6	Acknowledgements.....	125

CHAPITRE V SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS..... 126

5.1	Contributions de l'étude	126
5.1.1	Contributions méthodologiques	126
5.1.2	Contributions appliquées.....	127
5.2	Généralisation et limites de l'étude	128
5.2.1	Généralisation	128
5.2.2	Limites de l'étude.....	128
5.3	Recommandations.....	130
5.3.1	Lutte contre la désertification.....	130
5.3.2	Préservation des espèces rares et menacées	131
5.4	Perspectives de recherche	131

ANNEXE A FICHE D'OBSERVATION ET D'ENTREVUE SUR LE TERRAIN	133
ANNEXE B FICHE D'INVENTAIRE DE LA FLORE LIGNEUSE.....	136
ANNEXE C CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE.....	137
ANNEXE D ILLUSTRATION DE QUELQUES PRATIQUES AGROFORESTIÈRES D'AMÉNAGEMENT DES TERRES	138
APPENDICE A DESCRIPTION OF LAND-USE PRACTICES OBSERVED THAT AFFECT ON WOODY PLANTS DYNAMICS.....	144
RÉFÉRENCES.....	148
BIBLIOGRAPHIE.....	173

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1: Population totale du Burkina Faso de 1960 à 2015.	6
1.2: Croissance démographique annuelle du Burkina Faso de 1960 à 2015.....	7
1.3: Évolution du PIB par habitant (\$ US) du Burkina Faso sur la période 1960-2015.	8
1.4: Valeur ajoutée en % du PIB des secteurs agricole et industriel du Burkina Faso sur la période 1960-2015.	9
1.5: Cumul annuel des précipitations de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1950-2015.	10
1.6: Indices pluviométriques standardisés (IPS) de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1950-2015.....	11
1.7: Nombre de jours de pluie de la zone d'étude sur la période 1950-2015.....	12
1.8: Variation des moyennes annuelles de températures et des moyennes annuelles des maxima et minima mensuels de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1952-2015.	13
1.9: Anomalies des températures moyennes (ATM) de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1952-2015.	13
1.10: Populations dans les zones sèches dans le monde et couverture territoriale.	16
1.11: Impacts environnementaux de la désertification : liens et boucles de rétroaction entre la désertification, le changement climatique global et la perte de biodiversité.	

.....	17
1.12: Ampleur des zones sèches au Sahel.....	18
1.13: A - Théorie de la succession et B - Théorie des états alternatifs en restauration écologique.....	19
1.14: Localisation du territoire d'étude dans la Région du Nord du Burkina Faso. ...	32
1.15: Schéma de la démarche méthodologique générale.....	34
2.1: Location of the study area in the Northern Region of Burkina Faso.....	45
2.2: Standardized precipitation index for the study area, 1950-2015 period.....	47
2.3: Sensibility and dynamic ranges of vegetation indices on 1986, 1999 and 2015 images.....	49
2.4: Spatial variations of vegetation index (VI) between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015.....	55
2.5: Proportions of the categories of woody plant cover change between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015.....	56
2.6: Amplitude range of vegetation index variation by proportion of study area between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015 time intervals.....	57
2.7: Linear regression between the variation of EVI_1 based on the mean annual rainfall between 1986-1999 (A), 1999-2015 (B) periods and precipitation marginal response (PMR) plotted against the mean annual rainfall (C).....	59
2.8: Quantity of land-use and land-cover transition between 1986-2015 time interval.	62
2.9: Annual intensity of change of the area between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals.....	63
2.10: Land-use and land-cover categories annual intensity of gains and losses by	

category between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals.	63
2.11: Proportion of land-use and land-cover by category of vegetation index (VI) change between 1986-2015.....	64
3.1: Location of the study area.....	74
3.2:Categories and sequences of woody plant cover change.....	77
3.3: Standardized Precipitation Index (SPI) for the study area, 1950-2015 period. ...	82
3.4: Frequencies of practices with high potential for woody plant regeneration by category of woody plant cover change.	85
3.5: Frequencies of practices participating in combinations based on the sample size of the VI change category	87
3.6: Frequencies of the groups of practices observed in the different land-use, land-cover (LULC) categories.	88
3.7: Frequencies of practices with high risk for woody plant deterioration by category of woody plant cover change.	89
3.8: Relationship between spatial variation of vegetation index (VI) and the annual rainfall mean between 1986-2015.....	90
3.9: Correspondence Analysis between woody plant cover change and geomorphology	92
3.10: Correspondence Analysis between categories of woody plant cover change and land-use, land-cover.....	93
3.11: Correspondence Analysis between woody plant cover change and land-use practices.	94
4.1: Study area and location of sequences of woody plant cover improvement.	106
4.2: Distribution of the number of genera and species per family in each habitat....	115

- 4.3: Species richness (S), Simpson's diversity index (D'), Shannon-Weaver diversity index (H ') and Pielou's evenness index (J ') measured by habitat..... 117
- 4.4: Clustering dendrogram of the vegetation surveys plots carry out in the different habitats based on Bray-Crutis dissimilarity. 120
- 4.5: Distribution of vegetation surveys plots (colors) and species (black) by non-parametric multidimensional scalling ordinary based on Bray-Curtis dissimilarity. 121

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1: Characteristics of Landsat images used in woody plant cover monitoring.	46
2.2: Mean increase of EVI_1 in the areas of positive change, mean decrease of EVI_1 in the areas of negative change and means comparisons between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals by Z-test.	58
2.3: Classification accuracy for 1986, 1999 and 2015 images in percentage (%).	60
2.4: Area and Chi-Square (χ^2) goodness of fit test of land-use and land-cover change. df: degree of freedom.	61
3.1: Study sample by category of sequences of tree cover change.	78
3.2: Environmental characteristics of observed sites by category of tree cover change	83
3.3: Landscape characteristics of observed sites by category of woody plant cover change	84
3.4: Description and frequency of combination of high potential practices of tree regeneration observed.	86
3.5: Independence test between categories of woody plant cover change and environmental and anthropogenic variables.	91
4.1: Study sample by sequence of woody plant cover improvement.	107
4.2: Composition and ecological status of species: rare, dominant, exclusively found in the habitat, exogenous, and IUCN conservation status.	112

4.3: Density and structural characteristics of woody plants for each habitat.....	116
4.4: Bray-Curtis dissimilarity - Total number of species in each habitat (bold), number of common species between two habitats (top of the table), Bray-Curtis dissimilarity between two habitats (bottom of the table).....	117
4.5: Comparisons of richness and diversity mean (species richness (S), Shannon-Weaver diversity index (H'), Pielou's evenness index (J') and Simpson's diversity index (D')) of sampling plots by using Student's t-test.	118

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ANAM-BF	: Agence Nationale de la Météorologie du Burkina Faso
APGMV	: Agence Panafricaine de la Grande Muraille Verte
ARC	: African Rainfall Climatology
ATM	: Anomalies des Températures Moyennes
CARI	: Centre d'Actions et de Réalisations Internationales
CCD	: Convention sur la lutte Contre la Désertification
CERPE	: Comité d'Éthique de la Recherche pour les Projets Étudiants
CFSP	: Canadian Francophonie Scholarship Program
CILSS	: Comité permanent Inter-États de Lutte contre la Sécheresse dans le Sahel
CNUED	: Conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement
CNULCD	: Convention des Nations-Unies sur la Lutte Contre la Désertification
CoCooN	: Conflict and Cooperation over Natural Resources in Developing Countries
CPC	: Climate Prediction Center
DEF	: Département Environnement et Forêts

EEM	: Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire
ETM+	: Enhanced Thematic Mapper Plus
EVI	: Enhanced Vegetation Index
FAO	: Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture)
GERAD	: Groupe d'Études et de Recherche en Analyse des Décisions
GIEC	: Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
IDH	: Indice de Développement Humain
IGAD	: Intergovernmental Authority on Development
INERA	: Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles
INSD	: Institut National de la Statistique et de la Démographie
IPCC	: Intergovernmental Panel on Climate Change
IPS	: Indice Pluviométrique Standardisé
ISF	: Indice Synthétique de Fécondité
IUCN	: International Union for Conservation of Nature
IVA	: Indice de Végétation Amélioré
MSAVI	: Modified Soil-Adjusted Vegetation Index
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
OCDE	: Organisation de Coopération et de Développement Économiques

OLI/TIRS	: Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor
ONG	: Organismes Non Gouvernementaux
ORSTOM	: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
OS	: Objectif Spécifique
OSS	: Observatoire du Sahara et du Sahel
PAN/LCD	: Programme d'Action National de Lutte Contre la Désertification
PANE	: Plan d'Action National pour l'Environnement
PASR/LCD	: Plan d'Action Sous Régional de Lutte Contre la Désertification
PCBF	: Programme Canadien de Bourses de la Francophonie
PDRD	: Programme de Développement Rural Durable
PIB	: Produit Intérieur Brut
PICOFA	: Programme d'Investissement Communautaire en Fertilité Agricole
PNAF	: Programme National d'Aménagement des Forêts
PNDES	: Plan National de Développement Économique et Social
PNFV	: Programme National de Foresterie Villageoise
PNGT	: Programme National de Gestion des Terroirs
PNLCD	: Plan National de Lutte Contre la Désertification
PNUD	: Programme des Nations-Unies pour le Développement
SADC	: Southern African Development Community

SAVI	: Soil-Adjusted Vegetation Index
SO	: Specific Objective
SWC/SPR	: Soils and Water Conservation/Soils Protection and Restoration
TM	: Thematic Mapper
UICN	: Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNCCD	: United Nations Convention to Combat Desertification
UQAM	: Université du Québec à Montréal
USGS	: United States Geological Survey

RÉSUMÉ

Le Sahel africain a souffert des sécheresses des années 1970-1980 ayant entraîné au niveau environnemental la dégradation des terres et du couvert végétal. Face à cette situation, les populations ont développé à partir des années 1980, plusieurs pratiques biophysiques et sociales d'adaptation. Nombre d'entr'elles sont des pratiques agroforestières et contribuent au maintien des agrosystèmes. Un retour progressif des pluies a également été observé au début des années 1990. Dans ce nouveau contexte environnemental, comprendre l'évolution des ligneux sahéliens en relation avec les pratiques d'aménagement des terres est important pour lutter efficacement contre la dégradation des terres. Cette étude conduite dans la Région du Nord du Burkina Faso a donc pour objectifs : d'évaluer la dynamique du couvert végétal forestier sur la période allant de 1986 à 2015 qui a suivi la fin de la sécheresse de 1970-1980; d'examiner la contribution des pratiques agroforestières à l'amélioration du couvert végétal forestier; et d'évaluer la dynamique de la composition floristique ligneuse des agrosystèmes en amélioration du couvert végétal forestier. Des images Landsat de 1986, 1999 et 2015 de 30 m de résolution spatiale ont été utilisées dans l'analyse de la dynamique du couvert végétal forestier. La variation de l'Indice de Végétation Amélioré (IVA₁) a été utilisée comme indicateur de l'évolution du couvert végétal forestier. 230 observations de terrain couplées à des entrevues ont été réalisées sur les différentes catégories d'évolution de l'IVA₁ afin de caractériser les pratiques d'aménagement et d'occupation des terres. Les relations entre l'évolution de l'IVA₁ et la pluviométrie, les sols et la géomorphologie ont été aussi réalisées. 148 relevés de végétation ont été réalisés sur les zones en augmentation de l'IVA₁ et sur des zones de conservation pour mesurer la diversité floristique ligneuse. Les résultats obtenus montrent une amélioration de l'IVA₁ sur une large partie de la zone d'étude avec une augmentation moyenne de 0,20 entre 1986-2015. Elle est cependant volatile à cause du recul entre 1999-2015 des superficies de terres en augmentation de l'IVA₁. Une faible corrélation est observée entre la variation de l'IVA₁ et la pluviométrie moyenne entre 1986-2015 avec un $R^2 = 0,09$ ($p = 0,0001$). Cependant, les tests de Khi-carré montrent une forte dépendance entre les catégories d'évolution de l'IVA₁ et la géomorphologie ($p = 0,0018$), l'occupation des terres ($p = 0,0001$) et les pratiques d'aménagement des terres ($p = 0,0001$). Aussi, la zone d'étude montre un déclin des espèces ligneuses. Au vu de ces résultats, les pratiques agrosylvopastorales et socio-écologiques déterminent davantage la régénération ligneuse dans les agrosystèmes au-delà d'un seuil minimal de pluviométrie.

Mots clés: Agrosystème sahélien, Agroforesterie, Désertification et sécheresse, Dégradation des terres, Couvert végétal forestier.

ABSTRACT

The African Sahel suffered from 1970s-1980s droughts which led at the environmental level to land and plant cover degradation. To cope with this situation, the populations have developed from the 1980s, several biophysical and social adaptation practices. Many of these are agroforestry practices and contribute to the maintenance of agrosystems. A gradual return of precipitation was also observed in the early 1990s. In this new environmental context, understanding the development of Sahelian woody plants in relation to land-use practices is important to effectively address land degradation. This study conducted in the Northern Region of Burkina Faso therefore aims to: assess the woody plant cover dynamics over the period 1986 to 2015 that followed the end of the drought of the 1970s-1980s; examine the contribution of agroforestry practices to the improvement of woody plant cover; assess the woody plant composition of agrosystems with increasing woody plant cover. Landsat images from 1986, 1999 and 2015 of 30 m spatial resolution were used in the analysis of woody plant cover dynamics. The change in the Enhanced Vegetation Index 1 (EVI₁) was used as an indicator of the change in woody plant cover. 230 field observations coupled with interviews were conducted on the different categories of EVI₁ change to characterize land-use practices and land use, land cover. The relationships between change in EVI₁ and precipitation, soils and geomorphology were also realized. 148 vegetation surveys were carried out on areas where EVI₁ increase and on conservation areas to measure the woody floristic diversity. The results show an improvement in EVI₁ over a large part of the study area with an average increase of 0.20 between 1986-2015. However, it is volatile due to the decline between 1999-2015 of the area under increasing of the EVI₁. There is a weak correlation between the change in EVI₁ and the annual mean rainfall between 1986-2015 with $R^2= 0.09$ ($p= 0.0001$). However, the Khi-square tests show a strong dependence between the EVI₁ change categories and geomorphology ($p=0.0018$), land-use and land-cover ($p=0.0001$), and land-use practices ($p=0.0001$). Also, the study area shows a decline in woody species. In the light of these results, agrosylvopastoral and socio-ecological practices further determine woody regeneration in agrosystems above a minimum rainfall threshold.

Keywords: Sahelian agrosystem, Agroforestry, Desertification and drought, Land degradation, Woody plant cover.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique de l'étude

Depuis les années 1950, la science n'a cessé de documenter le changement du système climatique (Manning, 2010; GIEC, 2013; IPCC, 2018). Beaucoup de ces changements observés couvrent des millénaires, et s'accroissent ces dernières décennies à cause de la nouvelle dynamique introduite à travers les changements globaux et les changements climatiques (Manning, 2010; GIEC, 2013; IPCC, 2018). En 2017, on constate que la température terrestre a connu une augmentation d'environ 1°C par rapport aux niveaux préindustriels de 1850-1900. Cette augmentation s'effectue à un rythme d'environ 0,2°C par décennie (IPCC, 2018). Les précipitations annuelles au niveau global ont connu une tendance à la baisse de $-2,12 \pm 3,52$ (mm) au cours de la période 1951-2008 (Hartmann *et al.*, 2013). L'intensité et la fréquence des précipitations extrêmes dans les différentes régions du monde connaissent une augmentation qui se poursuivra dans les années à venir (GIEC, 2013; Kitoh *et al.*, 2013; Freychet *et al.*, 2015; Poan *et al.*, 2016; Lee *et al.*, 2017). Au niveau de la zone sahélienne, les températures moyennes annuelles ont augmenté de 0,2 à 2,0 degrés Celsius au cours des périodes 1970-2004 (IPCC, 2007). Des sécheresses à répétition y ont été observées. Les plus récentes sont celles des années 1910, 1940 et 1970-1980 (Manning, 2010; Ozer *et al.*, 2010; Nicholson *et al.*, 2018). Cette dernière est qualifiée de majeure et aux conséquences socioéconomiques et environnementales dévastatrices (Lebel et Ali, 2009; Ozer *et al.*,

2010; Steinig *et al.*, 2018). La zone sahélienne est la partie du continent ayant connu le déficit pluviométrique le plus important en intensité et en durée au cours du 20ème siècle (Lebel et Ali, 2009; Steinig *et al.*, 2018).

Le Burkina Faso, pays ouest africain aux conditions climatiques à dominance sahélienne a également souffert des sécheresses des années 1970-1980 avec une migration des isohyètes du nord vers le sud (Thiombiano et Kampmann, 2010). La diminution drastique des précipitations pendant plusieurs années successives a entraîné une chute des productions primaires et l'une des graves crises alimentaires (Durand, 1977; Agnew et Chappell, 1999; Bonnecase, 2010). Cette situation a conduit à un exode des populations vers le sud et dans les vallées aux conditions climatiques plus favorables (Durand, 1977; Agnew et Chappell, 1999; Roquet, 2008), accentuant ainsi la pression sur les ressources naturelles de ces milieux. Les conséquences les plus remarquables au niveau environnemental ont été la réduction du couvert végétal, la dégradation des terres et la perte de la biodiversité (Brandt *et al.*, 2014a; Doso-Jnr, 2014). La partie nord du pays a été la plus affectée de par sa position géographique (zone aride) et la faible capacité d'adaptation des populations. Elle enregistre la pluviométrie la plus faible du pays avec une population composée dans sa grande majorité d'agropasteurs (Thiombiano et Kampmann, 2010). Les systèmes de productions agricoles inadaptés et les conditions socioéconomiques précaires des populations ont également contribué à accentuer la pression sur les écosystèmes déjà fragilisés (Jauffret, 2007; Bationo *et al.*, 2010; Faye *et al.*, 2011; Bationo *et al.*, 2012) rendant la dégradation des terres l'un des problèmes environnementaux les plus graves dans cette région du pays (Jauffret, 2007; Kagamèbga *et al.*, 2011).

En réponse aux effets néfastes des aléas climatiques et à la dégradation croissante des ressources naturelles, les communautés rurales ont substantiellement développé à partir des années 1980, avec l'appui d'organisations de la société civile, des partenaires au développement et des services étatiques, plusieurs pratiques biophysiques et/ou

sociales d'adaptation (Reij *et al.* 2005; Botoni et Reij 2009; Reij *et al.*, 2009). Plusieurs de ces pratiques sont agroforestières d'origines endogène ou importée et contribuent au maintien des agrosystèmes (Botoni et Reij 2009; Reij *et al.* 2005, 2009). Elles favorisent la régénération ligneuse et créent un environnement favorable à leur développement. Cette dynamique a été accompagnée depuis le début des années 1990 par un retour progressif des précipitations sur l'ensemble de la zone sahéenne (Park *et al.*, 2016; Nicholson *et al.*, 2018).

Dans ce nouveau contexte environnemental et de changement de pratiques d'aménagement des terres, le suivi de la dynamique du couvert végétal ligneux s'avère nécessaire au regard de son importance dans la durabilité des systèmes de production et l'amélioration des moyens d'existence des populations (Harris *et al.*, 2006; Jose, 2009; Brandt *et al.*, 2016; Sidibé *et al.*, 2017; Dollinger et Shibu, 2018). Le suivi périodique du couvert ligneux participe à une meilleure compréhension de l'évolution des ressources forestières et demeure fondamental pour leur sauvegarde et leur gestion efficace (Antos et Parish, 2002; Mccarty et Zedler, 2002; Sattout et Caligari, 2011). Il constitue une étape essentielle à l'élaboration ou à l'évaluation des politiques en matière de gestion de la diversité biologique (Antos et Parish, 2002; Sattout et Caligari, 2011).

Au Burkina Faso, très peu d'études se sont intéressées spécifiquement à l'évaluation de la dynamique du couvert végétal ligneux de la région du nord du pays. Les études sur la dynamique paysagère de cette zone après les sécheresses des années 1970-1980 ont été, la plupart du temps, prises en compte dans le grand ensemble sahéen aux conditions environnementales très variées (Anyamba et Tucker, 2005; Hutchinson *et al.*, 2005; Mering *et al.*, 2010) et sans grande description des modèles de récupération des terres dégradées, ni de description de la nouvelle composition floristique des terres reverdies (Brandt *et al.*, 2014a). En effet, plusieurs études diachroniques par télédétection soutiennent une amélioration remarquable de l'état du couvert végétal au

Sahel dont la région du nord du Burkina Faso (Anyamba et Tucker, 2005; Hutchinson *et al.*, 2005; Olsson, Eklundh et Ardö, 2005; Mering *et al.*, 2010; Bamba *et al.*, 2015). Pour beaucoup de ces études, cette amélioration serait consécutive à la reprise des précipitations après les sécheresses des années 1970 -1980 (Anyamba et Tucker, 2005; Nicholson, 2005; Bamba *et al.*, 2015). Mais au regard de la distribution non uniforme de la végétation sur toute la zone, la reprise des précipitations ne saurait être l'unique facteur de cette amélioration. D'autres facteurs biophysiques et anthropogéniques sont aussi à considérer (Herrmann et Hutchinson, 2005; Olsson *et al.*, 2005; Reij, Tappan et Belemvire, 2005; Mering *et al.*, 2010). Bien qu'évoqués, la dynamique des perceptions paysannes induisant de nouveaux comportements et subséquemment, le rôle des pratiques agroforestières d'aménagement des terres dans le reverdissement des agroécosystèmes sahéliens, n'ont pas fait l'objet d'investigations profondes à grande échelle. Ces pratiques restent insuffisamment documentées et, leurs contributions à la résilience des agroécosystèmes insuffisamment évaluées. Aussi, le suivi environnemental par télédétection ne donne pas d'informations sur la nature des espèces qui se développent. Le reverdissement du Sahel pose donc le problème de l'intégrité écologique de la zone, notamment le maintien de la diversité végétale endogène.

Pour mieux cerner la dynamique environnementale de cette zone, cette étude adresse principalement trois questions : (i) où et à quel rythme l'amélioration du couvert végétal forestier s'effectue ?; (ii) quel est le rôle des pratiques agroforestières d'aménagement des terres dans l'amélioration du couvert végétal forestier?; et (iii) quelle est la composition floristique des zones en amélioration du couvert végétal forestier? Ces questions restent à élucider afin de contribuer à opérer de meilleurs choix d'actions de réhabilitation des espaces dégradés et pour la prise de mesures conservatoires.

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif de cette thèse est de décrire l'évolution du couvert végétal forestier des agrosystèmes sahéliens après plusieurs années d'effort de réhabilitation afin de mieux comprendre la dynamique environnementale de la zone en lien avec les pratiques d'aménagement et d'occupation des terres, implémentées. Les réflexions autour de cet objectif ont conduit à la formulation des trois objectifs spécifiques ci-dessous.

1.2.1 Objectif spécifique n°1

L'objectif spécifique n°1 consiste à évaluer la dynamique du couvert végétal forestier sur la période de trente (30) années allant de 1986 à 2015, qui a suivi la fin de la grande sécheresse de 1970-1980 dans la Région du Nord du Burkina Faso.

1.2.2 Objectif spécifique n°2

L'objectif spécifique n°2 consiste à examiner la contribution des pratiques agroforestières à l'amélioration du couvert végétal forestier dans la Région du Nord du Burkina Faso après les sécheresses des années 1970-1980.

1.2.3 Objectif spécifique n°3

L'objectif spécifique n°3 consiste à évaluer la dynamique de la composition floristique ligneuse des agrosystèmes en amélioration du couvert végétal forestier après les sécheresses des années 1970-1980.

1.3 Contexte territorial de la zone d'étude

1.3.1 Population et économie

1.3.1.1 Population

La population du Burkina Faso est en constante augmentation depuis les années 1960 (Fig. 1.1). Elle est passée de 4 829 291 d'habitants en 1960 à 18 105 570 d'habitants en 2015 soit une augmentation de 375% entre 1960 et 2015. La croissance démographique annuelle quant à elle, a plus que doublé entre 1960-2015 (Fig. 1.2).

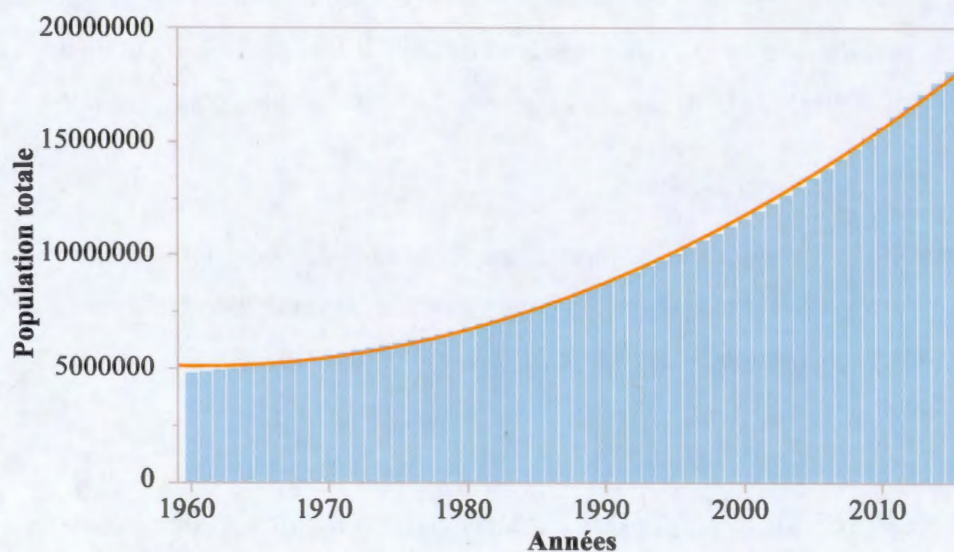


Figure 1.1: Population totale du Burkina Faso de 1960 à 2015.
Source : World-Bank (2017).

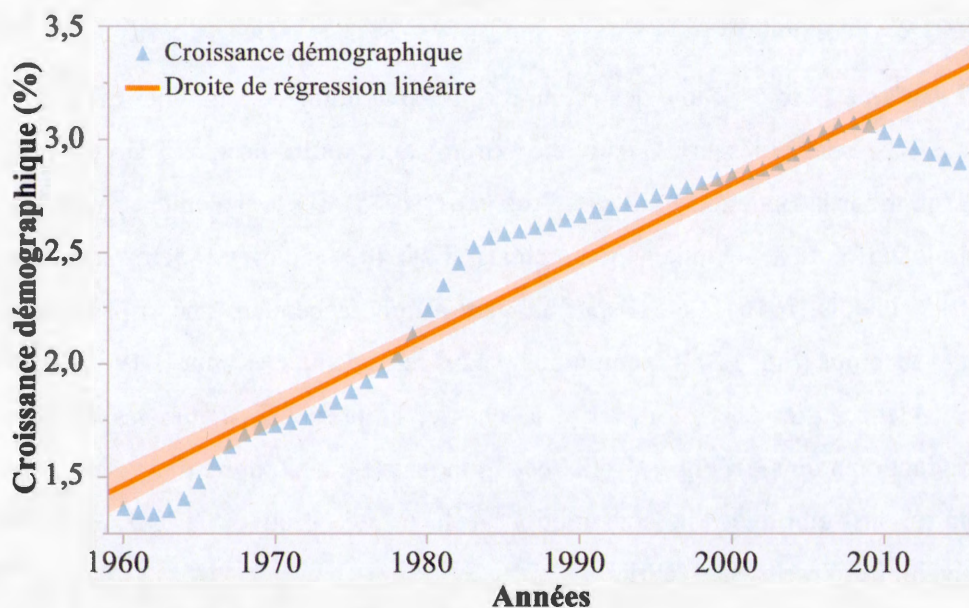


Figure 1.2: Croissance démographique annuelle du Burkina Faso de 1960 à 2015.
Source: World-Bank (2017)

La Région du Nord du pays en 2015 comptait 1 502 527 habitants irrégulièrement répartis sur le territoire et la population était composée à 47% d'hommes et 53% de femmes (INSD, 2016). D'une manière générale, la densité de la population de la Région est pour la plupart des communes, supérieure à la moyenne nationale de 68 habitants/km² en 2015 (INSD, 2016). L'indice synthétique de fécondité¹ (ISF) de la Région en 2010 était de 6,2 contre une moyenne nationale évaluée à 6 (INSD et ICF International, 2012). La population de la Région administrative du Nord est à 88% rurale et les activités principales sont l'agriculture et le pastoralisme (INSD, 2007). Elle est majoritairement jeune avec plus de 67% de sa population âgée de moins de 25 ans et un taux d'alphabétisation de 27% pour la frange d'âge de 15 ans et plus (INSD, 2017).

¹ Nombre moyen d'enfants par femme au cours de sa vie reproductrice

1.3.1.2 Économie

Le Burkina Faso est l'une des économies les plus faibles au monde. En 2011 le pays était classé parmi les pays à pauvreté extrême avec moins de 1,25 \$ US par habitant et par jour par la Banque Mondiale (Cruz *et al.*, 2015). Il est également parmi les pays à faible indice de développement humain (IDH=0,402) et classé 185ème sur 188 pays en 2015 (PNUD, 2016). Le PIB par habitant affiche cependant une croissance positive dans le temps (Fig. 1.3). L'économie du pays reste depuis les années 1960 dominée par le secteur agricole (la foresterie, la chasse, la pêche ainsi que les cultures et la production animale) (Fig. 1.4). Le secteur industriel qui comprend la valeur ajoutée des mines, les fabriques, la construction, l'électricité, l'eau et le gaz est faiblement développé (World-Bank, 2017).

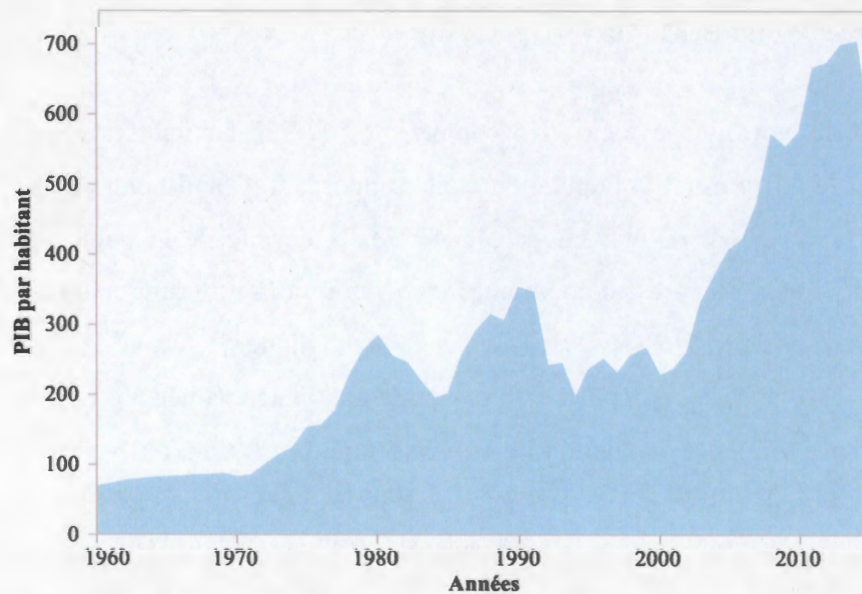


Figure 1.3: Évolution du PIB par habitant (\$ US) du Burkina Faso sur la période 1960-2015.

Source: World-Bank (2017)

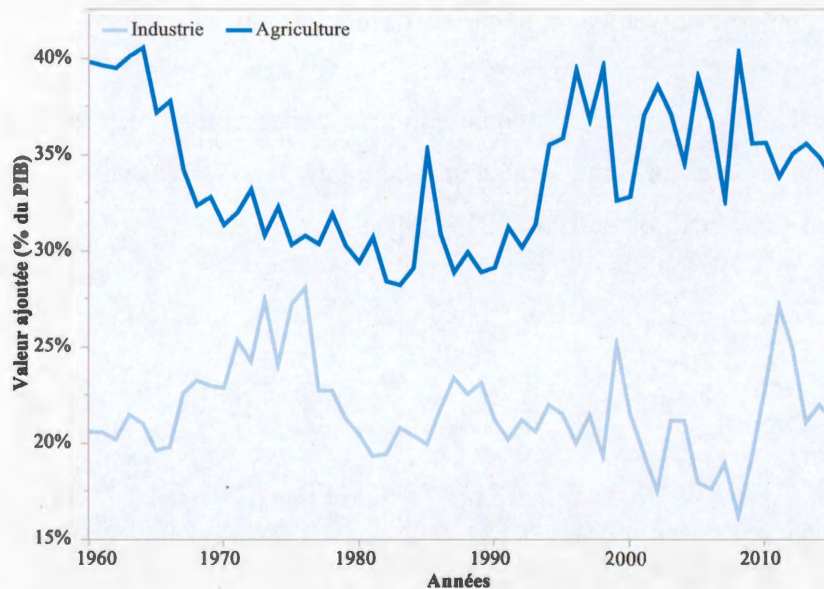


Figure 1.4: Valeur ajoutée en % du PIB des secteurs agricole et industriel du Burkina Faso sur la période 1960-2015.
Source: World-Bank (2017).

La Région du Nord du Burkina Faso est l'une des plus pauvres du pays. En 2009, 68,1% de la population de la zone selon l'INSD vivait en dessous du seuil de pauvreté contre une moyenne nationale de 43,9% (INSD, 2010). L'économie régionale est à l'image de celle nationale et basée principalement sur le secteur primaire (INSD, 2010).

1.3.2 Milieu biophysique

1.3.2.1 Climat

Le Burkina Faso a un climat tropical très instable à deux saisons alternées : une saison sèche de novembre à mai (longue de 7 mois) et une saison humide de juin à octobre (longue de 5 mois) (Thiombiano et Kampmann, 2010). Le pays est défini en fonction de la pluviométrie annuelle moyenne en trois principales zones climatiques: la zone climatique sahélienne au nord (300-600 mm/an), la zone climatique soudano-sahélienne au centre (600-900 mm/an) et la zone climatique soudanienne au sud (900-

1200 mm/an) (Thiombiano et Kampmann, 2010; Ibrahim, 2012).

La Région du Nord du pays est partagée entre les zones climatiques sahélienne et soudano-sahélienne avec un cumul annuel de précipitations observées variant entre 400 mm et 900 mm sur la période de 1950-2015 (Fig. 1.5).

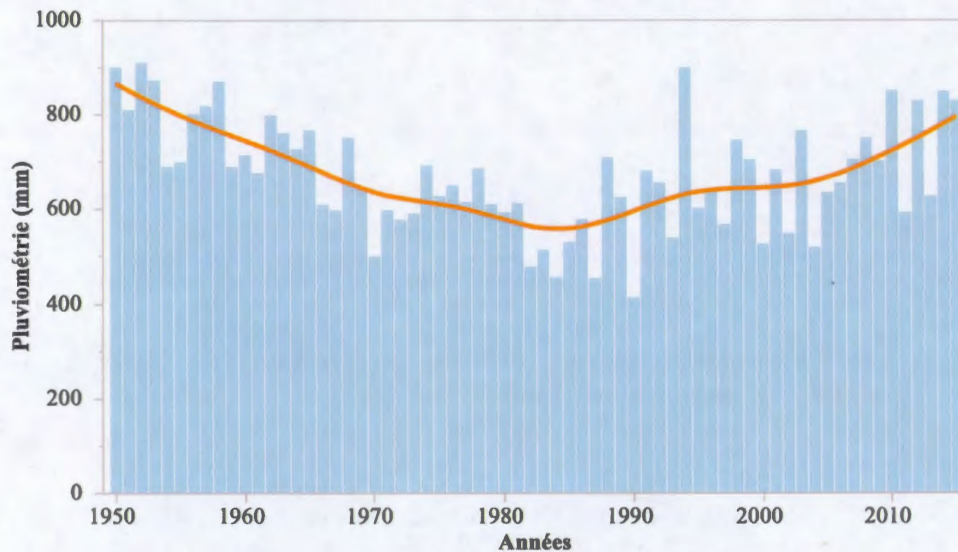


Figure 1.5: Cumul annuel des précipitations de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1950-2015.
Source: ANAM-BF (2017).

L'examen de l'évolution des précipitations régionales montre que les années 1950-1960 sont humides avec des anomalies positives d'indice pluviométrique standardisé (IPS) (Fig. 1.6). Les années 1970 et 1980 sont déficitaires avec une intensification des anomalies négatives de l'IPS à partir de la fin des années 1960, pour se poursuivre dans les années 1970 et 1980. Une légère reprise des précipitations est observée par la suite à partir des années 1990, caractérisée par une alternance d'anomalies positives et négatives de l'IPS. Les années d'anomalies négatives sont les années de déficit hydrique et peuvent être qualifiées de sécheresse douce lorsque $IPS = 0$ à $-0,99$, modérée lorsque $IPS = -1$ à $-1,49$, sévère lorsque $IPS = -1,5$ à $-1,99$ et extrême lorsque

IPS ≤ -2 (Mckee *et al.*, 1993; Sönmez *et al.*, 2005; Batisani, 2011). Les années 1970 et 1980 ont donc été des années de sécheresses sévères à extrêmes sur l'ensemble de la Région. D'une manière générale, la variabilité pluviométrique de la zone d'étude est à l'image de celle de la zone sahélienne dans sa globalité (Hagos et Cook, 2008; Ali et Lebel, 2009; Ozer *et al.*, 2010).

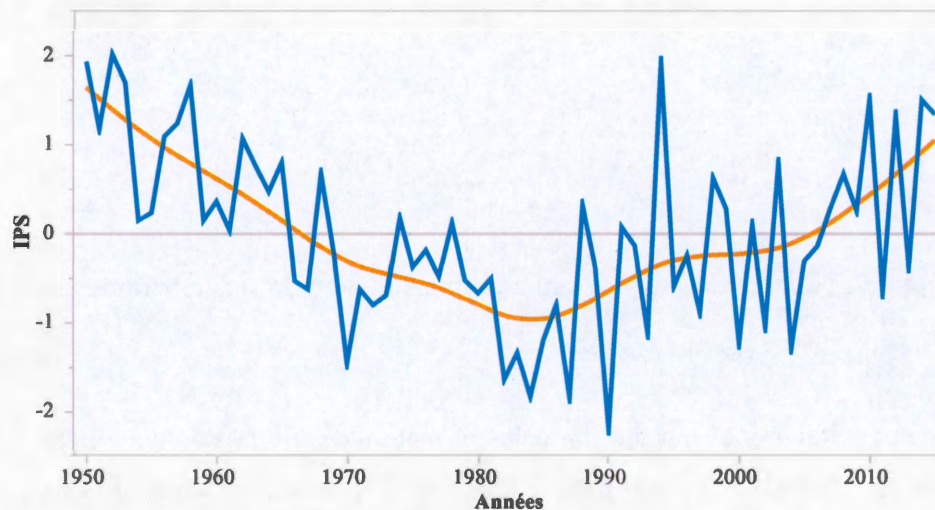


Figure 1.6: Indices pluviométriques standardisés (IPS) de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1950-2015.
Source: ANAM-BF (2017).

L'examen de l'évolution des précipitations de la Région montre également une dynamique régressive du nombre de jours de pluie et pose le problème de la répartition des pluies dans le temps et de son effet sur la satisfaction des besoins en eau des plantes (Fig. 1.7).

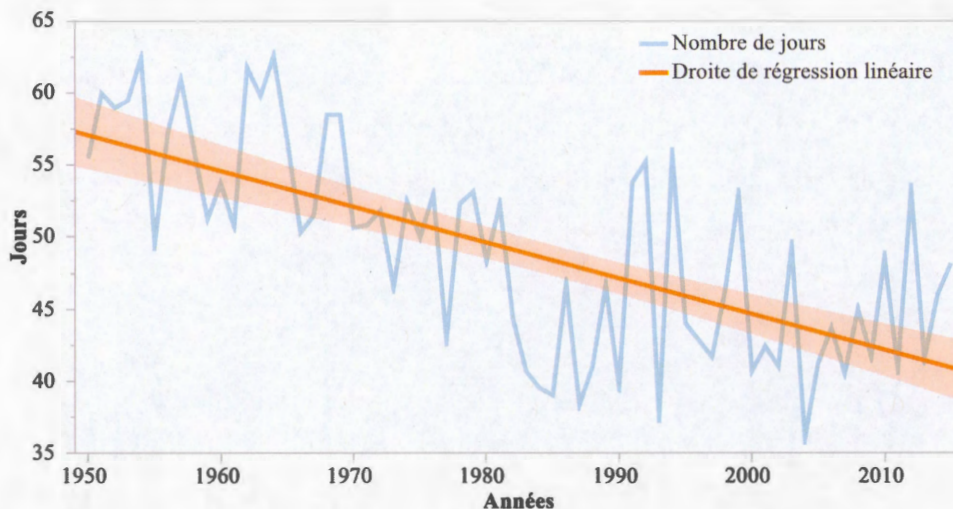


Figure 1.7: Nombre de jours de pluie de la zone d'étude sur la période 1950-2015.

Source: ANAM-BF (2017).

Les températures moyennes, minimales et maximales de la Région connaissent une tendance à la hausse dans le temps (Fig. 1.8). L'examen des anomalies montre une rupture des températures moyennes annuelles depuis le début des années 1970 par rapport à la moyenne de la période 1952-2015 (Fig. 1.9). Des anomalies négatives caractéristiques d'années froides sont observées avant 1969. Une alternance d'anomalies négatives et positives, caractéristiques d'années froides et chaudes est observée entre 1969 et 1994. Mais à partir de 1995, on observe une régularité des anomalies positives traduisant ainsi une continuité des années chaudes (Fig. 1.9).

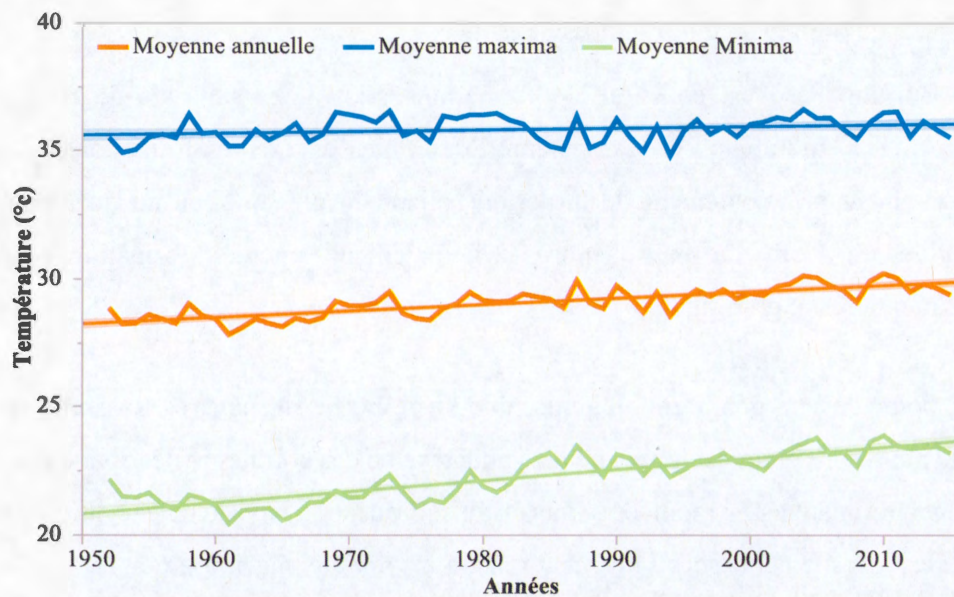


Figure 1.8: Variation des moyennes annuelles de températures et des moyennes annuelles des maxima et minima mensuels de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1952-2015.
Source: ANAM-BF (2017).

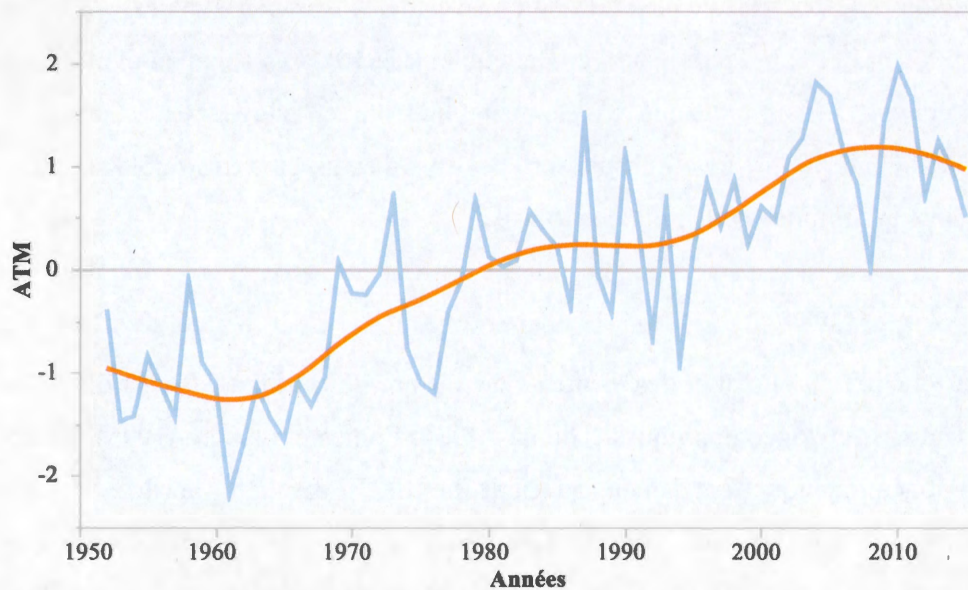


Figure 1.9: Anomalies des températures moyennes (ATM) de la Région du Nord du Burkina Faso sur la période 1952-2015.
Source: ANAM-BF (2017).

1.3.2.2 Géologie, géomorphologie et sols

Le Burkina Faso est constitué de formations cristallines sur plus de 80 % de sa superficie (Thiombiano et Kampmann, 2010). Les différentes formations rocheuses proviennent principalement de la période allant du précambrien au quaternaire. La Région du Nord du pays repose principalement sur des formations volcano-sédimentaires et granitiques.

Du point de vue géomorphologique, une vaste partie du pays est couverte par une pénéplaine. Le relief est légèrement accidenté avec des collines isolées par endroits. Le point culminant est le mont Ténakourou au sud-ouest du pays avec une altitude de 749 m. Des escarpements sont également rencontrés dont le plus important est la falaise de Banfora avec une altitude variant entre 450 et 500 m (Thiombiano et Kampmann, 2010).

Le Burkina Faso est dominé par des sols ferrugineux lessivés, des sols peu évolués et des sols hydromorphes (ORSTOM, 1973; Thiombiano et Kampmann, 2010). La Région du Nord est quant à elle dominée par des sols peu évolués et des lithosols (ORSTOM, 1973; Thiombiano et Kampmann, 2010). Les sols peu évolués sont peu profonds, de faible teneur en éléments nutritifs et pauvres en réserves en eau (Ouédraogo, 1994). Les lithosols sont des sols à épaisseurs très faibles et pauvres en éléments chimiques (Ouédraogo, 1994).

1.3.2.3 Végétation

En fonction du climat et des éléments de la flore, le Burkina Faso est divisé en deux domaines phytogéographiques (Guinko, 1984; Fontes et Guinko, 1995). Le domaine phytogéographique soudanien au sud du 13^{ème} parallèle nord et le domaine phytogéographique sahélien au nord du même 13^{ème} parallèle nord. La Région du Nord du pays est localisée dans le domaine phytogéographique sahélien, caractérisé par des formations végétales de types savanicole et steppique. Ces formations végétales sont

sillonées de minces formations ripicoles à *Anogeissus leiocarpa*, *Mitragyna inermis*, *Acacia ataxacantha* et *A. seyal* le long des cours d'eau (Thiombiano et Kampmann, 2010). D'une manière générale, la zone est principalement caractérisée par des espèces ligneuses du genre *Acacia*, *Balanites*, *Combretum*, *Guiera*, *Dalbergia*, *Anogeissus*, *Lannea*, et *Sclerocarya*; et des herbacées du genre *Aristida*, *Cenchrus*, *Tetrapogon*, *Eragrostis*, *Brachiaria* et *Zornia* (Thiombiano et Kampmann, 2010).

1.4 Cadre théorique de la lutte contre la désertification

1.4.1 Ampleur de la désertification

La désertification est un phénomène d'ordre planétaire et menace les zones sèches (zones arides, semi-arides et subhumides sèches) soit plus de 41% des terres disponibles (Fig. 1.10), principalement réparties entre l'Afrique, l'Asie et l'Australie avec respectivement 37%, 33% et 14% des zones sèches (EEM, 2005; Requier-Desjardins et Caron, 2005; UNCCD, 2011). Environ 70% des terres sèches était déjà soumis à la désertification en 2000, dont 76% des terres dégradées le serait de façon réversible (Requier-Desjardins et Caron, 2005). Le 24% restant étant classé dans les stages de désertification sévère et irréversible. Les causes de la dégradation des terres dans les zones sèches sont diverses mais y figurent toujours les facteurs climatiques et anthropiques (UNCCD, 2011). Les facteurs climatiques de la désertification sont principalement les sécheresses et les fortes températures qui créent de graves déséquilibres hydriques et nuisent aux systèmes de productions naturels (EEM, 2005; Requier-Desjardins et Caron, 2005; UNCCD, 2011). Quant aux facteurs anthropiques, ils diffèrent selon les régions du monde mais restent dominés par le déboisement, le surpâturage, la surexploitation des terres arables et la bio-industrie² (Requier-

² Industries utilisant les biotechnologies

Desjardins et Caron, 2005; UNCCD, 2011).

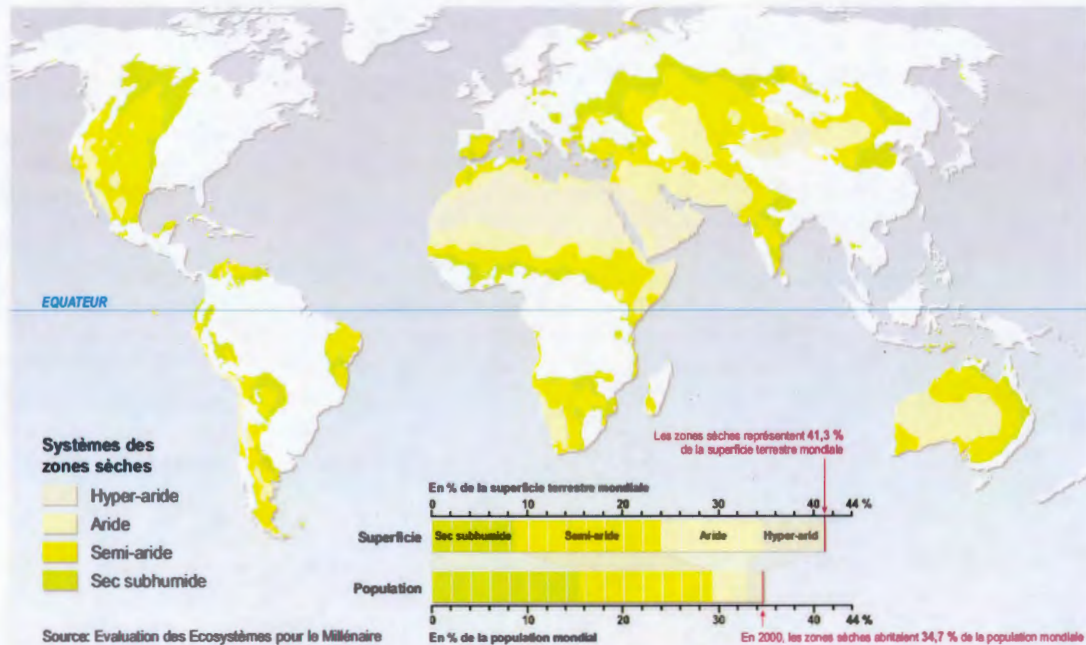


Figure 1.10: Populations dans les zones sèches dans le monde et couverture territoriale.

Source: EEM (2005)

Les zones sèches en 2000 renfermaient environ 2 milliards d'habitants soit environ 35% de la population mondiale vivant pour la plupart dans les pays en développement (Fig. 1.10) (EEM, 2005; UNCCD, 2011). La grande majorité d'entre eux vit en dessous du seuil de pauvreté et dépend principalement des écosystèmes pour ses besoins d'existence (UNCCD, 2011). L'extrême pauvreté des milieux affectés rend les populations et les écosystèmes plus vulnérables aux conséquences humaines (chute de la production agricole et animale, diminution des biens et services écosystémiques, etc.) et environnementales de la désertification (EEM, 2005; Ta, 2017). Les impacts humains et environnementaux interagissent entre eux et en boucle de rétroaction négative avec le changement climatique global et la perte de la biodiversité (Fig. 1.11)

(EEM, 2005).

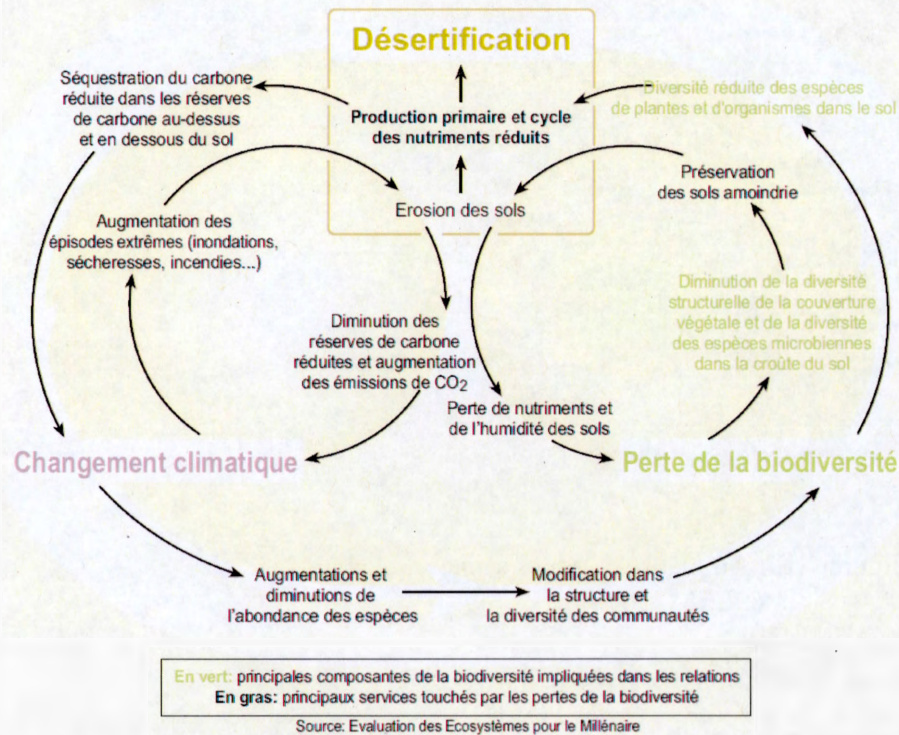


Figure 1.11: Impacts environnementaux de la désertification : liens et boucles de rétroaction entre la désertification, le changement climatique global et la perte de biodiversité.

Source: EEM (2005).

Avec plus de deux tiers de son territoire situé en zones semi-arides et arides (Fig. 1.12), la problématique de la désertification est une notion bien connue au Burkina Faso comme dans le reste du Sahel (EEM, 2005; UNCCD, 2011; Ta, 2017). La partie nord du pays, plus aride et plus pauvre est la plus affectée. Les sols sont dans un état de dégradation avancée à cause de leur exploitation excessive, aggravée par la grande instabilité climatique et les sécheresses à répétition (Agnew & Chappell, 1999 ; Ali, Lebel, & Amani, 2008; Hulme, 2001).

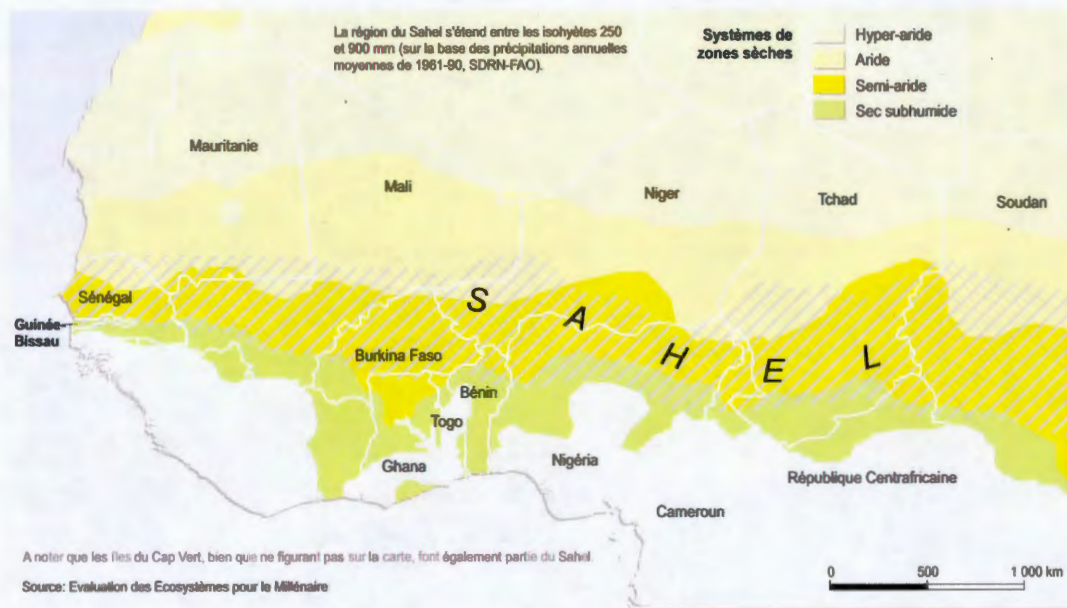


Figure 1.12: Ampleur des zones sèches au Sahel.
Source: EEM (2005)

1.4.2 Évolution des écosystèmes

Les écosystèmes sont des systèmes dynamiques, c'est-à-dire en constante évolution et dont l'état est fonction du moment où il a été évalué (Nicolas *et al.*, 2013; Chenot, 2018; Chang et Turner, 2019). Les communautés végétales évoluent dans le temps et des cycles naturels d'horizons variables apportent des modifications importantes dans les écosystèmes (Chenot, 2018). En fonction des perturbations (internes et externes) et des facteurs abiotiques, elles font l'objet de successions végétales caractérisées par des pertes ou des gains d'espèces pouvant suivre des trajectoires multiples (Chenot, 2018; Chang et Turner, 2019). Ces trajectoires évoluent selon le modèle classique de la théorie de la succession vers un état d'équilibre dit «climax» d'origine, atteint en dernière étape de la succession végétale (Fig. 1.13 A) (Clements, 1916; Erktan, 2013; Chang et Turner, 2019). Cette théorie a évolué en écologie de la restauration vers la théorie des états alternatifs selon laquelle un écosystème peut se mouvoir en plusieurs

états stables à cause de l'effet combiné des perturbations et des facteurs abiotiques (Fig. 1.13 B) (Lockwood, 1997; Suding *et al.*, 2004; Couwenberghe, 2011; Erktan, 2013). Ces deux théories sont évoquées dans cette thèse dans le sens que la première (succession) peut être considérée comme un cas d'exception de la seconde (états alternatifs) quand il n'y a pas de perturbations causant les états alternatifs. Cela est pris en compte pour discuter de l'évolution des communautés végétales.

Dans cette thèse, il est couramment fait mention de la dynamique du couvert végétal forestier. Cette expression est évoquée pour désigner l'évolution spatiotemporelle du couvert végétal forestier, basée sur la variation spatiotemporelle de l'indice de végétation.

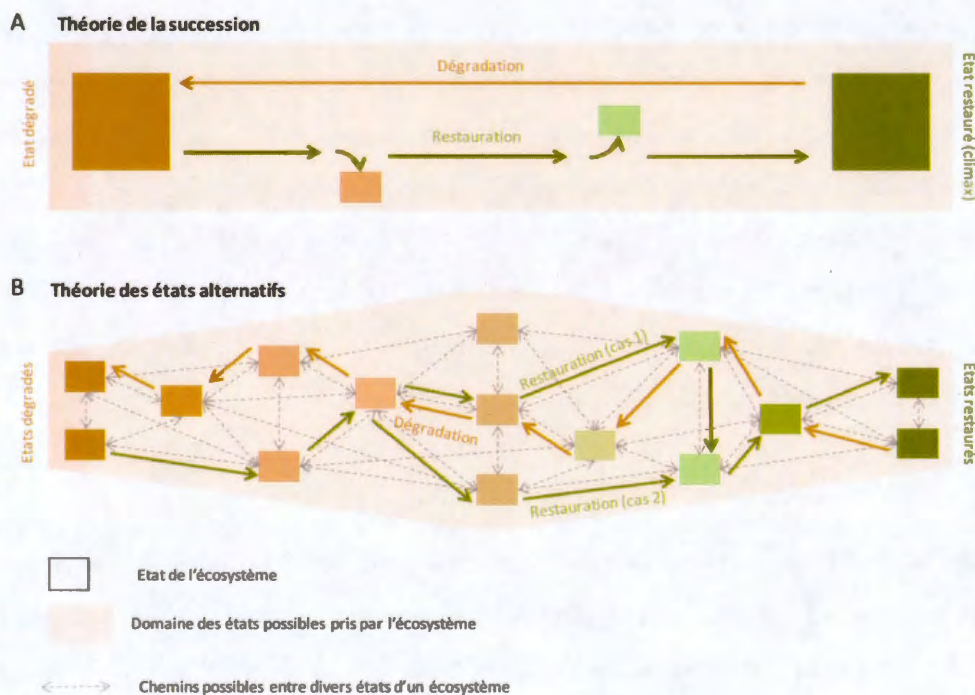


Figure 1.13: A - Théorie de la succession et B - Théorie des états alternatifs en restauration écologique.

A - Théorie de la succession. L'écosystème en cours de restauration suit une trajectoire linéaire le menant de l'état dégradé vers l'état restauré et stable : le climax. En cas de blocage, l'écosystème peut s'arrêter dans un état intermédiaire. B - Théorie des états alternatifs. Le domaine des possibles contient plusieurs états stables (qui peuvent coexister) pour un même écosystème et un même niveau de dégradation ou de restauration. De nombreux chemins sont possibles pour relier ces états. Deux chemins de restauration d'un écosystème partant du même état dégradé pour aller au même état restauré sont représentés en vert. Un chemin possible (parmi d'autres) de dégradation est représenté en marron (Erktan, 2013, p. 75).

1.4.3 Approches de lutte contre la désertification

La lutte contre la désertification est un processus de longue haleine et d'efforts à consentir à tous les niveaux (Nations-Unies, 1994; Requier-Desjardins et Caron, 2005). La participation des communautés et des organisations locales, des gouvernements, des organisations non gouvernementales et des organisations régionales et internationales est indispensable dans ce processus. Les formes (réversible, sévère et irréversible) et les causes différentes de la désertification en fonction des régions, entraînent une grande diversité de techniques, de moyens et d'action dans la lutte contre la désertification (Requier-Desjardins et Caron, 2005). Mais, de manière générale, les approches de lutte contre la désertification décrites ci-dessous, et qui sont complémentaires, sont développées.

1.4.3.1 Approche d'information, de surveillance et d'innovation

La création de systèmes nationaux d'information et de surveillance de l'environnement et la consolidation des activités d'évaluation aux échelles nationale et locale à travers l'établissement d'un réseautage entre les différents systèmes d'information s'avèrent indispensables dans la lutte contre la désertification (Nations-Unies, 1999). Les systèmes d'information et de surveillance environnementale permettent d'une part d'évaluer les changements du milieu en relation avec l'évolution de la population et les activités entreprises à des fins de consolidation des actions et d'amélioration des

méthodes, des outils et des techniques de lutte contre la désertification (Jauffret, 2007). D'autre part, ils sont importants pour une planification efficace des imprévus et des opérations de secours. En Afrique subsaharienne, des systèmes nationaux et régionaux d'alerte précoce ont été mis en place après les sécheresses des années 1970 et 1980 (FAO, 2006). Des organisations régionales comme le Comité permanent inter-États de Lutte contre la Sécheresse dans le Sahel (CILSS) en Afrique de l'Ouest, l'Autorité Intergouvernementale pour le Développement (IGAD) en Afrique de l'Est, la Communauté de Développement de l'Afrique Australe (SADC) et l'Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS) participent à cette veille et contribuent à l'amélioration des prises de décisions à l'échelle nationale et régionale (Nations-Unies, 1999; FAO, 2006; Jauffret, 2007). Malheureusement, le renforcement des moyens des organismes nationaux dans la collecte et l'analyse des données environnementales visant à disposer en permanence d'informations sur l'évolution des écosystèmes reste un défi pour la plupart des pays concernés (Nations-Unies, 1999). Aussi, ces systèmes d'alerte précoce sont axés principalement sur le suivi des chocs agroclimatiques et leur impact sur la production vivrière entre autres, les variétés à cultiver et les pratiques agricoles à suivre en prévision de la sécheresse, les bilans céréaliers, l'estimation des besoins en aide alimentaire, et l'identification des zones à risque et des populations vulnérables (FAO, 2006). Ils marginalisent ainsi le suivi écologique comme l'évolution de la flore, de la faune, du paysage, face aux chocs climatiques.

1.4.3.2 Approche de lutte contre la dégradation des terres

Parmi les actions de lutte contre la désertification, une priorité est accordée à la réhabilitation des terres dégradées et aux mesures préventives en faveur des terres légèrement ou non encore dégradées (FAO, 1993; Nations-Unies, 1999).

La lutte contre les cas de dégradation des terres avérés est difficile et onéreuse. Certaines actions de réhabilitation des terres dégradées requièrent des équipements, des matériels et des efforts dépassant les capacités financières et physiques des

communautés à la base (FAO, 1993; Nations-Unies, 1999). Les activités de réhabilitation des terres dégradées sont basées principalement sur l'intensification des activités de conservation des eaux et des sols, d'agroforesterie et de reboisement (FAO, 1993; Nations-Unies, 1999; Aune et Bationo, 2008; Reij et Smaling, 2008; Botoni et Reij, 2009; Bationo *et al.*, 2012).

Au regard du caractère onéreux et parfois incertain de la réhabilitation des terres, la meilleure stratégie pour limiter la désertification est d'éradiquer les actions qui conduisent à la dégradation des terres. Les principales mesures préventives sont la promotion d'une agriculture durable qui n'épuise pas le sol et préserve les arbres, la sauvegarde des forêts par la conservation, les aménagements participatifs et durables et l'éducation environnementale (Nations-Unies, 1994; Peltier *et al.*, 2009).

Au Burkina Faso, plusieurs programmes nationaux en appui aux efforts des communautés dans la lutte contre la dégradation des terres tels que le Programme Spécial de Conservation des Eaux et Sols / Agroforesterie (PS-CES/AGF) de 1988 à 2003, le Programme bois-énergie, le Programme national d'aménagement des forêts (PNAF), le Programme National de Foresterie Villageoise (PNFV), le Programme de Développement Rural Durable (PDRD) de 2005 à 2013, le Programme d'Investissement Communautaire en Fertilité Agricole (PICOFA) de 2004 à 2011, le Programme National de Gestion des Terroirs (PNGT) (phase 1, 2 et 3) de 2001 à 2018 et autres ont été mis en œuvre pour réhabiliter et prévenir la dégradation des terres. Ces efforts sont également accompagnés par les Organismes Non Gouvernementaux (ONG) et les Organismes régionaux et internationaux tels que le Comité permanent Inter-États de Lutte contre la Sécheresse au Sahel (CILSS), l'Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS), l'Agence Panafricaine de la Grande Muraille Verte (APGMV), l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), l'Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et bien d'autres dans l'organisation et la mobilisation des financements.

1.4.3.3 Approche de développement/lutte contre la pauvreté

Les causes de la dégradation des terres sont multiples et diffèrent selon les régions et les secteurs d'activité économiques des populations (CARI, 2003). Parmi les causes socioéconomiques figure en bonne place le niveau de pauvreté des populations (OCDE, 2001; UNCCD, 2011). Selon Ingrid Hoven, Présidente du Groupe de travail sur la coopération pour le développement et l'environnement: « Il faut commencer par éradiquer la pauvreté avant de se préoccuper de l'environnement ! », « Au contraire, la dégradation de l'environnement est la principale cause de pauvreté ! » (OCDE, 2001). Les deux arguments sont vrais et soulignent un lien de causalité entre la pauvreté et la dégradation des terres s'affectant mutuellement et donc nécessaire qu'ils soient abordés conjointement (OCDE, 2001). Pour De-Plaen (2005), il n'existe pas de frontière entre la lutte contre la désertification et celle contre la pauvreté. Les activités de lutte contre la désertification qui bénéficient d'une adhésion de la population pauvre sont celles qui améliorent rapidement leurs revenus (cultures maraîchères, embouche du bétail, diversification et valorisation des produits forestiers non ligneux, etc.) (De-Plaen, 2005). Afin de prendre en compte les causes socio-économiques de la désertification, la Convention sur la lutte contre la désertification (CCD) préconise une approche de lutte plus transversale et plus intégrée en matière de santé, de lutte contre la pauvreté, d'éducation et de droits de l'homme, qui visent à concilier le développement et la lutte contre la dégradation des terres à travers des projets de développement (projets agro-écologiques, pastoraux, gestion de l'eau, gestion des forêts, etc.) (Nations-Unies, 1994).

Au Burkina Faso, les programmes et projets de développement exécutés à partir des années 1990 s'efforcent d'intégrer la préservation de l'environnement au développement social et économique (Burkina-Faso, 2000; Ta, 2017). Les approches d'intervention restent cependant sectorielles limitant ainsi les impacts positifs des actions (Bationo et Sankara, 2006).

1.4.3.4 Approche basée sur la planification

La lutte contre la dégradation des terres n'est pas que technologique, elle est aussi politique. Les politiques et programmes de développement se doivent de prendre en compte la notion de durabilité dans l'exploitation des ressources naturelles (Nations-Unies, 1992; FAO, 1993). Cette approche fut l'une des recommandations de base de la Conférence des Nations-Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) (Nations-Unies, 1992; FAO, 1993). La diversité des causes de la dégradation des terres rend le problème plus complexe et requiert une vision globale de planification. Les plans de lutte contre la désertification devraient prendre en compte la gestion de l'environnement et du développement dans une démarche d'intégration (Nations-Unies, 1992; FAO, 1993; Hamndou et Requier-Desjardins, 2008). Cela s'est traduit après la CNUED de 1992 par un réexamen des plans et politiques de développement rural, agricole et environnemental des pays affectés par les sécheresses et/ou la désertification pour prendre en compte toutes les dimensions du développement durable (Burkina-Faso, 2000; Ta, 2017). Des programmes d'action nationaux de lutte contre la désertification, des plans d'action environnementaux, des agendas 21 nationaux, des programmes d'aménagement participatif des forêts, des plans d'actions pour la conservation de la diversité biologique etc. ont été développés à la fin des années 1990 dans la plupart des pays d'Afrique subsaharienne avec l'appui des Nations-Unies et des organismes régionaux pour prendre en compte cette nouvelle dimension (Dia *et al.*, 2008; Peltier *et al.*, 2009).

Au Burkina Faso, plusieurs plans et programmes ont été formulés à partir des années 1990 pour répondre à la volonté politique d'intégrer la protection et la sauvegarde de l'environnement au développement social et économique (Burkina-Faso, 2000; Ta, 2017). Le caractère incomplet du Plan National de Lutte contre la Désertification (PNLCD) élaboré après la Conférence des Nations-Unies sur la désertification en 1977 à Nairobi a conduit à son remplacement en 1991 par le Plan d'Action National pour

l'Environnement (PANE) afin d'intégrer les dimensions sociale et économique aux questions environnementales (Burkina-Faso, 2000). Il a été révisé en 1994 après la CNUED et sert de politique nationale de développement durable ou Agenda 21 national. En 2000, le Burkina Faso a lancé son Programme d'Action National de Lutte Contre la Désertification (PAN/LCD) qui constitue le cadre de référence pour la planification des actions liées à la lutte contre la désertification et le développement (Burkina-Faso, 2000; Ta, 2017). Ce programme est en conformité avec le Plan d'Action Sous Régional de Lutte Contre la Désertification (PASR/LCD) du CILSS et s'intègre aux politiques nationales de développement socio-économique telles que le PANE, la Stratégie de développement rural à l'horizon 2025, et le Plan National de Développement Économique et Social (PNDES).

1.4.3.5 Promotion des communautés à la base et éducation environnementale

Les populations rurales sont les premières concernées par le phénomène de la désertification, qu'elles en soient les acteurs ou les victimes (FAO, 1993; Requier-Desjardins et Caron, 2005; UNCCD, 2011). De ce point de vue, la participation populaire aux actions de lutte contre la désertification et la gestion de ses conséquences, fondées sur la notion de partenariat, offre plus de chance d'obtenir de meilleurs résultats. Pour les Nations-Unies (1992), la FAO (1993) et l'UNCCD (2011), les communautés à la base doivent participer à l'élaboration des plans et propositions techniques de luttés contre la désertification en tant qu'acteurs de base. Elles doivent potentiellement assurer la diffusion interne de l'information, l'autoformation, l'autogestion des activités, les travaux collectifs, et la promotion sociopolitique de leur collectivité.

Au Burkina Faso, les activités de lutte contre la dégradation des terres sont organisées autour des collectivités territoriales, les associations et groupements locaux (Ta, 2017). Le rôle de l'État et des partenaires au développement consiste à mobiliser les moyens financiers, techniques et matériels ainsi qu'à former les membres et/ou les responsables

des organisations locales à la conduite des activités.

1.4.4 Moyens d'exécution

La mise en œuvre des approches de lutte contre la désertification requiert des moyens financiers, humains, scientifiques et techniques (Nations-Unies, 1992; Jauffret, 2007; Réquier-Desjardins *et al.*, 2009).

Les articles 20 et 21 de la Convention des Nations-Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD) définissent les modalités de financement des actions de lutte contre la désertification (Nations-Unies, 1994). L'essentiel des financements provient des pays développés, des ONG et des organismes régionaux et internationaux. Le niveau de pauvreté élevé des pays affectés rend problématique jusqu'ici l'autofinancement des activités de lutte contre la désertification.

La recherche scientifique est indispensable pour suivre les tendances générales d'évolution des écosystèmes en lien avec les variables anthropiques afin de fournir des bases cohérentes de prise de décision aux gestionnaires (Jauffret, 2007; Réquier-Desjardins *et al.*, 2009). Elle est également utile pour mettre au point des méthodes, des outils et des techniques efficaces de lutte contre la désertification.

La mise en œuvre des différentes approches requiert également des compétences humaines avérées dans les différents secteurs de développement (planification, gestion, environnement, agriculture, santé, éducation, etc.) aussi bien pour la conduite des activités que pour la recherche. Malheureusement, cela est toujours une limite dans les pays en voie de développement d'où la nécessité des programmes de renforcement des capacités préconisés par la CNULCD.

1.4.5 Positionnement de la thèse

Cette thèse a été initiée dans un contexte de lutte contre la dégradation des terres au Burkina Faso et dans une large mesure dans toute la zone sahélienne. Du point de vue de l'évolution des écosystèmes, elle est conforme à la théorie des états alternatifs conçue comme une généralisation de la théorie des successions. Elle s'inscrit dans une approche de surveillance et d'évaluation des agrosystèmes sahéliens. Elle s'intéresse plus spécifiquement à l'évolution de la flore et du couvert végétal forestier en relation avec les pratiques d'aménagement et d'occupations des terres développées dans la réhabilitation des terres dégradées après la crise écologique survenue suite aux sécheresses des années 1970-1980. Elle contribue à fournir des bases cohérentes de prise de décisions aux gestionnaires afin de rationaliser les politiques, les stratégies, les programmes et les projets de lutte contre la désertification.

1.5 Définition des concepts

Cette section présente les définitions des concepts clés, adoptées dans cette thèse. Elles s'avèrent importantes pour clarifier les termes et lever les ambiguïtés qui pourraient survenir.

1.5.1 Dynamique du couvert forestier en zone sahélienne

1.5.1.1 Écosystème, agrosystème et couvert végétal forestier

Un écosystème est un ensemble dynamique composé d'organismes vivants et des facteurs abiotiques du milieu dans lequel ils évoluent, le tout en interaction constante (Frontier et al., 2008; Campbell et Reece, 2012; Drouin, 2018). Les facteurs abiotiques désignent l'environnement non vivant du milieu.

Un agrosystème ou agroécosystème est un écosystème sous gestion agricole (Chaubet, 1992). Il est une forme hybride et dynamique entre le naturel, l'artificiel et le social

(Tassin, 2012).

Le terme «couvert végétal forestier» dans cette thèse, désigne l'ensemble des houppiers des peuplements ligneux.

1.5.1.2 Composition floristique

La composition floristique d'un milieu désigne l'ensemble des espèces végétales qui caractérisent ce milieu (cortège floristique).

1.5.1.3 Amélioration du couvert végétal

L'amélioration du couvert végétal forestier désigne l'augmentation entre deux dates du couvert végétal forestier caractérisé par une variation positive de l'indice de végétation entre ces deux dates.

1.5.2 Sécheresse et lutte contre la désertification

1.5.2.1 Sécheresse

Le terme "sécheresse" selon la CNULCD désigne:

Le phénomène naturel qui se produit lorsque les précipitations ont été sensiblement inférieures aux niveaux normalement enregistrés et qui entraîne de graves déséquilibres hydrologiques préjudiciables aux systèmes de production des ressources en terres (Nations-Unies, 1994, p. 5).

Aussi, trois principaux types de sécheresse sont distingués : la sécheresse météorologique, relative au déficit pluviométrique sur une période donnée; la sécheresse agronomique, causée par le manque d'eau nécessaire à la croissance des plantes et donc liée au niveau d'humidité du sol et à la répartition des pluies; et la sécheresse hydrologique, lorsque les réserves en eau des sols (aquifères) et le niveau des cours d'eau chutent par rapport à la moyenne (Hamndou et Requier-Desjardins,

2008). Nous faisons référence dans cette thèse aux définitions météorologique et agronomique de la sécheresse.

1.5.2.2 Désertification

La CNUED tenue à Rio de Janeiro en 1992 a défini la désertification comme étant : «la dégradation des terres dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches par suite de divers facteurs, parmi lesquels les variations climatiques et les activités humaines» (Nations-Unies, 1992). Les causes anthropiques relèvent principalement des activités d'exploitation non durable des ressources rares (déboisement, le surpâturage, la surexploitation des terres arables et la bio-industrie) (Requier-Desjardins et Caron, 2005; UNCCD, 2011). Le niveau d'aridité des terres est défini en fonction de l'indice d'aridité (IA) : zones arides = $0,05 < IA < 0,2$; zones semi-arides = $0,2 < IA < 0,5$; zones subhumides sèches = $0,5 < IA < 0,65$. L'évaluation des surfaces affectées par la désertification diffère selon que les critères utilisés se basent sur la seule dégradation des sols ou sur la dégradation des sols et de la végétation (Requier-Desjardins et Caron, 2005). Les chiffres de l'évaluation des superficies affectées par la désertification fournis dans cette thèse sont ceux prenant simultanément en compte la dégradation des sols et de la végétation.

Selon la CNULCD:

La lutte contre la désertification désigne les activités qui relèvent de la mise en valeur intégrée des terres dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches, en vue d'un développement durable et qui visent à:

- (i) prévenir et/ou réduire la dégradation des terres,
- (ii) remettre en état les terres partiellement dégradées, et
- (iii) restaurer les terres désertifiées (Nations-Unies, 1994, p. 5).

1.5.2.3 Dégradation des terres

Dans cette thèse, nous faisons référence à la définition de la dégradation des terres proposée par la CNULCD qui nous paraît la mieux adaptée à notre contexte et selon

laquelle:

La dégradation des terres désigne la diminution ou la disparition, dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches, de la productivité biologique ou économique et de la complexité des terres cultivées non irriguées, des terres cultivées irriguées, des parcours, des pâturages, des forêts ou des surfaces boisées du fait de l'utilisation des terres ou d'un ou de plusieurs phénomènes, notamment de phénomènes dus à l'activité de l'homme et à ses modes de peuplement, tels que:

- (i) l'érosion des sols causée par le vent et/ou l'eau,
- (ii) la détérioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques ou économiques des sols, et
- (iii) la disparition à long terme de la végétation naturelle (Nations-Unies, 1994, p. 5).

1.5.3 Pratiques agroforestières et lutte contre la dégradation des terres

1.5.3.1 Agroforesterie et satisfaction des besoins de base des communautés

L'agroforesterie désigne les systèmes d'utilisation des terres et les pratiques dans lesquelles les végétaux ligneux pérennes sont intentionnellement intégrées aux cultures agricoles et / ou à l'élevage sur le même espace (Agroforestry-Systems, 1982; Somarriba, 1992). Les pratiques sont associées selon un arrangement spatial (culture agricole + arbre) ou selon une séquence temporelle (jachère améliorée, rotation). Les biens et services écosystémiques résultant de l'agroforesterie sont nombreux et d'ordre économique (diversification de la production et donc des sources de revenu : productions agricoles, bois d'œuvre, bois énergie, fruits, fourrage, litière, paillage etc.), social (diversification alimentaire, pharmacopée, rôle spirituel de l'arbre, etc.), et écologique (fertilisation des sols, amélioration de la diversité biologique, séquestration du carbone, régulation du climat, etc.) (Bationo *et al.*, 2010; Faye *et al.*, 2011; Bationo *et al.*, 2012; Lahmar *et al.*, 2012). Ces biens et services participent à la satisfaction des besoins et améliorent l'adaptation aux incertitudes climatiques des populations rurales surtout (Bationo *et al.*, 2010; Faye *et al.*, 2011; Yameogo *et al.*, 2013; Ouédraogo *et*

al., 2017).

1.5.3.2 Lutte contre la dégradation des terres

L'agroforesterie est un moyen efficace de conservation et de lutte contre la dégradation des terres (Bationo *et al.*, 2012; König, 2012; Yelemou *et al.*, 2012). Les végétaux ligneux utilisés en haies vives, disposés en quinconce ou en paillage protègent le sol contre l'érosion (freine le ruissellement et le vent) et améliorent les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol (Bationo *et al.*, 2012; König, 2012; Yelemou *et al.*, 2012). L'intégration des ligneux aux systèmes de production agricole permet une hausse de la production de biomasse et contribue à l'approvisionnement du sol en carbone, azote et au recyclage des éléments nutritifs. Les bénéfices sont encore plus importants lorsque les végétaux utilisés sont des légumineuses (Bationo *et al.*, 2012; König, 2012; Yelemou *et al.*, 2012).

1.5.3.3 Pratiques agroforestières d'aménagement des terres

Les pratiques agroforestières d'aménagement des terres désignent l'ensemble des pratiques d'aménagement ou de travail du sol favorisant la régénération ligneuse. À titre d'exemple, on peut citer les plantations d'arbre, la pratique de la jachère, la régénération naturelle assistée associée aux pratiques de conservation des eaux et des sols comme le zaï, les cordons pierreux, les demi-lunes, les diguettes en terre, les amendements organiques, etc.

1.5.3.4 Savoirs endogènes d'aménagement des terres

Les savoirs endogènes d'aménagement des terres évoqués dans cette thèse désignent l'ensemble des connaissances et des pratiques locales ou traditionnelles utilisées par les populations dans l'aménagement des terres pour la production agrosylvopastorale (Berkes *et al.*, 2000; Nkoudou, 2015).

1.6 Démarche méthodologique générale

1.6.1 Zone d'étude

L'étude a été conduite en zone climatique soudano-sahélienne dans la Région du Nord du Burkina Faso (Fig. 1.14). Elle est située entre les latitudes $12^{\circ}38'$ et $14^{\circ}02'$ Nord et les longitudes $1^{\circ}33'$ et $2^{\circ}55'$ Ouest, et couvre une superficie de 13 950 Km². Les conditions climatiques de la zone sont très instables avec une pluviométrie annuelle moyenne variant entre 400 mm et 900 mm sur la période de 1950-2015 (Fig. 1.6). La zone, au plan administratif, est composée des Provinces du Loroum, du Passoré, du Yatenga, et du Zondoma.

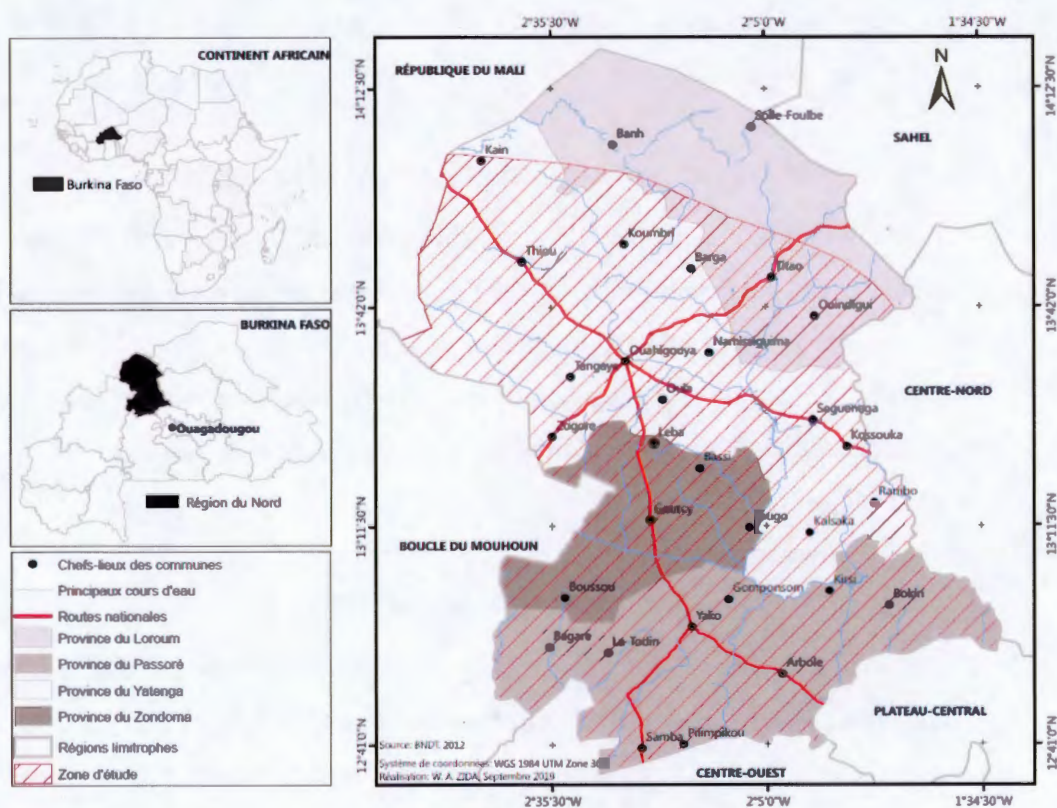


Figure 1.14: Localisation du territoire d'étude dans la Région du Nord du Burkina Faso.

1.6.2 Schéma de la démarche générale

La démarche méthodologique adoptée dans cette étude est basée sur une approche multidisciplinaire utilisant la géomatique, l'écologie, la botanique et les sciences sociales (Fig. 1.15). Les principaux outils utilisés sont la revue de la littérature, la télédétection et les analyses spatiales, les observations de terrain, les entrevues, les relevés floristiques et les analyses statistiques.

La section qui suit présente les grandes lignes des approches méthodologiques et outils utilisés pour atteindre chacun de nos trois objectifs spécifiques. Étant donné la structure de la thèse par articles, les détails méthodologiques sont décrits dans la section portant sur la méthodologie de chacun des 3 articles (chapitres 2, 3 et 4).

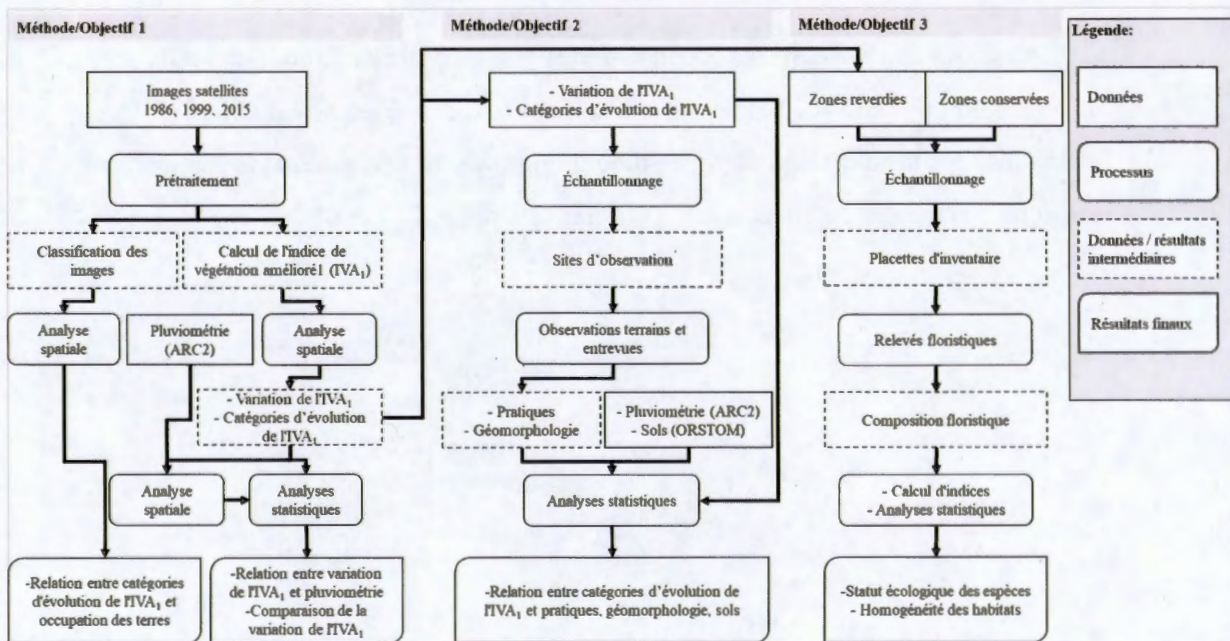


Figure 1.15: Schéma de la démarche méthodologique générale.

1.6.3 Grandes étapes pour atteindre chaque objectif spécifique

1.6.3.1 Objectif spécifique n°1

La démarche méthodologique s'appuie sur la télédétection par analyse diachronique d'images satellites Landsats de 1986, 1999 et 2015 prises en début de saison sèche. La variation de l'indice de végétation amélioré 1 (IVA₁) entre deux dates a été utilisée comme indicateur de l'évolution du couvert végétal forestier permettant ainsi de mettre en évidence: les zones où l'IVA₁ est en augmentation, en recul ou inchangé. Les images ont été également classifiées et les classes d'occupation des terres mises en évidence. Des analyses spatiales ont été réalisées par la suite pour mettre en évidence les relations entre d'une part la variation de l'IVA₁ et la pluviométrie et d'autre part entre les catégories d'évolution du couvert végétal forestier (augmentation de l'IVA₁; recul de l'IVA₁ et IVA₁ inchangé) et les classes d'occupation des terres. Le test t de Student et des analyses de régression linéaire ont été utilisés pour comparer l'augmentation et la régression moyenne de l'IVA₁ et établir la relation entre la variation de l'IVA₁ et la pluviométrie entre deux intervalles de temps.

1.6.3.2 Objectif spécifique n°2

Les différentes catégories d'évolution du couvert végétal forestier mises en évidence par télédétection lors de l'atteinte de l'objectif spécifique n°1, ont été utilisées pour établir un plan de sondage terrain. Des observations terrains et des entrevues (voir Annexe A) ont été réalisées par la suite afin de caractériser les pratiques d'aménagement et d'occupation des terres. L'examen de ces pratiques a été réalisé en prenant en compte les variables climatique (pluviométrie) et environnementales (sol et géomorphologie) susceptibles d'influer la dynamique du couvert végétal forestier. Le test d'indépendance du Khi-carré de Pearson et des analyses de correspondance et de régression linéaire ont été réalisés pour établir les relations entre les catégories d'évolution du couvert végétal forestier et, successivement, les variables suivantes : pluviométrie, sol et géomorphologie, et pratiques d'aménagement et d'occupation des

terres.

1.6.3.3 Objectif spécifique n°3

Les zones en amélioration du couvert végétal forestier mises en évidence par télédétection lors de la réalisation de l'objectif spécifique n°1, ont été utilisées pour établir un échantillonnage. Des relevés de végétation (Annexe B) ont ensuite été effectués aussi bien sur les zones en amélioration du couvert végétal forestier que sur des zones conservées. La composition floristique, le statut écologique des espèces, l'abondance, la densité et la structure horizontale des pieds, ainsi que la diversité intra-spécifique ont été mesurés. L'homogénéité de la composition floristique entre les habitats a été mesurée en utilisant l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis et des analyses de classification hiérarchique et d'ordination. Le test t de Student a été utilisé pour comparer les données entre les habitats.

1.6.4 Considérations éthiques

Le projet de recherche a obtenu l'approbation du Comité d'éthique de la recherche pour les projets étudiants (CERPE 3) impliquant des êtres humains de l'Université du Québec à Montréal (UQAM). Le projet a été jugé conforme à la Politique N° 54 sur l'éthique de la recherche avec des êtres humains de l'UQAM (Annexe C).

1.7 Structure de la thèse

Pour mieux aborder les différents aspects de la problématique, la thèse est construite autour de cinq chapitres.

1.7.1 Chapitre I

Ce premier chapitre intitulé «Introduction générale» décrit la problématique et les objectifs de la thèse, le contexte territorial de la zone d'étude, le cadre théorique et

conceptuel de l'étude ainsi que la démarche méthodologique générale et donne le plan d'organisation de la thèse.

1.7.2 Chapitre II

Le deuxième chapitre intitulé «Dynamic of Sahelian agroecosystems woody plant cover of the Northern Region of Burkina Faso since 1970s-1980s droughts» traite du premier objectif spécifique de la thèse. Ce chapitre, sous la forme d'un article scientifique, a été pré-publié dans Les Cahiers du GERAD (G-2019-54; Zida *et al.* 2019a), et soumis à la Revue canadienne de recherche forestière sous l'identifiant cjfr-2019-0247 (en révision). Il porte sur l'analyse de l'évolution du couvert végétal forestier en relation avec la pluviométrie et des éléments d'occupation des terres de la zone.

1.7.3 Chapitre III

Le troisième chapitre intitulé «Effects of land-use practices on woody plant cover dynamics in Sahelian agrosystems in Burkina Faso since 1970-1980 droughts» traite du deuxième objectif spécifique de la thèse. Ce chapitre, également sous la forme d'un article scientifique, a été publié dans Les Cahiers du GERAD (G-2019-47, Zida *et al.* 2019b), et dans la revue *Sustainability* 2019, 11, 5908. Il examine la contribution des pratiques agroforestières d'aménagement et d'occupation des terres à l'amélioration du couvert végétal forestier dans la Région Nord du Burkina Faso après les sécheresses des années 1970-1980. L'examen des pratiques est réalisé en prenant en compte les variables climatique (pluviométrie) et environnementales (sol et géomorphologie) susceptibles d'influer la dynamique du couvert végétal forestier.

1.7.4 Chapitre IV

Le quatrième chapitre intitulé «Assessment of regreened agrosystems wood plant diversity after 1970-1980 droughts in the Sahelian area of Burkina Faso» traite du

troisième objectif spécifique de la thèse. Ce chapitre, également sous la forme d'un article scientifique, a été soumis à la revue *Environmental conservation* sous l'identifiant EC-19-08-167. Il analyse la composition floristique ligneuse des agrosystèmes en amélioration du couvert végétal forestier après les sécheresses des années 1970-1980 dans la Région du Nord du Burkina Faso et s'appuie sur la bibliographie pour discuter de l'évolution de la flore ligneuse de la zone.

1.7.5 Chapitre V

Le cinquième chapitre, intitulé «Synthèse et conclusions», met en évidence les contributions de l'étude à la science et au développement, les généralisations possibles et les limites de l'étude, les recommandations et les perspectives de recherche.

CHAPITRE II

DYNAMIC OF SAHELIAN AGROECOSYSTEMS WOODY PLANT COVER OF THE NORTHERN REGION OF BURKINA FASO SINCE 1970S-1980S DROUGHTS

Wendpouiré Arnaud ZIDA^{1,2*}, Farid TRAORE², Babou Andre BATIONO², Jean-Philippe WAAUB³

¹Institute of Environmental Sciences, University of Quebec in Montreal, 201, avenue du Président-Kennedy, Montréal, Québec, H2X 3Y7

²Institute of Environmental and Agricultural Research, Burkina Faso, INERA, DEF, 04 BP 8645 Ouagadougou 04, Burkina Faso.

³Department of Geography, University of Quebec in Montreal, CP 8888 succ. Centre-Ville, Montreal, Quebec, H3C 3P8

*Corresponding author

Article scientifique pré-publié dans Les Cahiers du GERAD G-2019-54, et en révision à la Revue canadienne de recherche forestière (identifiant: cjfr-2019-0247).

Abstract

The study area is located in northern Burkina Faso, under Sudano-Sahelian climate and covers 13 950 km². The area was particularly affected by the 1970s-1980s droughts which led to land and vegetation degradation. Since the early 1990s, a gradual return of rainfall has been observed throughout the Sahel region. In this new environmental context, understanding the development of woody plants is important for their effective safeguards and management. The study objective is therefore to assess the dynamics of woody plant cover over the 30 years following the end of the drought of 1970s-1980s by using 1986, 1999, and 2015 Landsat images of 30 m spatial resolution and taking into account the rainfall and the landscape elements. The change in the Enhanced Vegetation Index 1 (EVI₁) at the beginning of dry season was used as a proxy for woody plants photosynthetic activity change. Results showed an improvement in EVI₁ on 98% of the study area (13,950 Km²) with an average increase of 0.20 between 1986-2015. This improvement was accompanied by an increase in agroforestry lands and was weakly correlated with rainfall. The improvement in EVI₁ was however volatile due to the decline between 1999-2015 of the areas under regreening.

Keywords: Agroecosystems, Agroforestry, Land degradation and desertification, Drought, Regreening Sahel region.

Résumé

L'étude a été conduite dans le nord du Burkina Faso, sous climat soudano-sahélien et couvrant 13 950 km². La région a été particulièrement touchée par les sécheresses des années 1970-1980, qui ont entraîné une dégradation des terres et de la végétation. Depuis le début des années 1990, un retour progressif des précipitations a été observé dans toute la région du Sahel. Dans ce nouveau contexte environnemental, comprendre le développement des ligneux sahéliens est important pour leurs sauvegardes et leurs gestions efficaces. L'objectif de l'étude est donc d'évaluer la dynamique du couvert végétal forestier au cours des 30 années suivant la fin de la sécheresse des années 1970-1980 en utilisant des images Landsat de 1986, 1999, et 2015 de 30 m de résolution spatiale. Elle a été réalisée en tenant compte de la pluviométrie et des éléments paysagers de la zone. La variation de l'indice de végétation amélioré 1 (IVA₁) a été utilisée comme indicateur de l'évolution de l'activité photosynthétique du couvert végétal forestier. Les résultats obtenus montrent une amélioration de l'IVA₁ sur 98% de la zone d'étude (13950 Km²), avec une augmentation moyenne de 0,20 entre 1986-2015. Cette amélioration a été accompagnée d'une augmentation des terres agroforestières et faiblement corrélée avec les précipitations. L'amélioration de l'IVA₁ a toutefois été volatile en raison du déclin entre 1999-2015 des zones en reverdissement.

Mots clés : Agroécosystèmes, Agroforesterie, Dégradation des terres et désertification, Sécheresse, Reverdissement du Sahel.

2.1 Introduction

The African Sahel is a region of high interannual rainfall variability with long periods of drought sometimes (Agnew and Chappell 1999; Hulme 2001; Ali et al. 2008). The 1970s-1980s droughts were particularly challenging on the socio-economic and environmental levels in this part of the continent (Durand 1977; Agnew and Chappell 1999; Bonnecase 2010; Brandt et al. 2014; Doso-Jnr 2014). The region experienced the longest and most severe drought in the 20th century (Hulme 2001; Kandji et al. 2006; Ozer et al. 2010). The drastic decrease in rainfall over several successive years has led to a drop in primary production and one of the serious food crises (Durand 1977; Agnew and Chappell 1999; Bonnecase 2010). This situation has led to an exodus of populations to the south and to valleys with more favourable climatic conditions (Durand 1977; Agnew and Chappell 1999; Roquet 2008), thus increasing the pressure on the resources of these environments. In Burkina Faso, the northern region was the most affected with a migration of isohyets from the north to the south (Thiombiano and Kampmann 2010). The most notable environmental impacts were reduced plant cover, land degradation and loss of biodiversity (Gonzalez et al. 2012; Brandt et al. 2014; Doso-Jnr 2014).

To reduce negative effects of climatic hazards and the increasing degradation of natural resources, several land-use practices (practices based on water conservation, soils protection and restoration and agroforestry) that promote woody plant regeneration and create a favorable environment for their development have been developed from the 1980s (Reij et al. 2005; Botoni and Reij, 2009; Reij et al. 2009). Synthesis studies about cases of woody regeneration stimulated by these practices have been reported in the central plateau of Burkina Faso by Botoni and Reij (2009). These practices have been accompanied since the early 1990s by a gradual return of rainfall, observed throughout the Sahel region (Park et al. 2016; Nicholson et al. 2018). In this new environmental context, monitoring of woody plant dynamics is necessary in view of their ecological

and social importance (Harris et al. 2006; Jose 2009; Brandt et al. 2016; Sidibé et al. 2017; Dollinger and Shibu 2018). Periodic monitoring and evaluation of woody plant contribute to a better understanding of the evolution and development of forest resources and remain fundamental to their effective safeguards and management (Antos and Parish 2002; McCarty and Zedler 2002; Sattout and Caligari 2011).

Although environmental monitoring studies in the Sahel indicate a greening of the area (Eklundh and Olsson 2003; Herrmann et al. 2005; Olsson et al. 2005), the fact remains that these studies cover large areas with a wide variety of environmental conditions. In Burkina Faso, studies on the landscape dynamics of the northern region of the country after the droughts of the 1970s-1980s were, most of the time, taken into account in the greater Sahel (Anyamba and Tucker, 2005; Hutchinson et al., 2005; Mering et al., 2010). This could mask the reality of local environmental dynamics. In addition, the vegetation is very often evaluated in its entirety (woody, grassy and crops) without specifying the trend of development of the woody fringe. Woody plants contribute to the sustainability of production systems and the improvement of populations' livelihoods and therefore very important to the well-being of people in this part of the Sahel (Harris et al. 2006; Jose 2009; Brandt et al. 2016; Sidibé et al. 2017; Dollinger and Shibu 2018). Their contribution is of an economic nature (diversification of production and therefore income sources: timber, fire wood, fruit, fodder, etc.), social nature (food diversification, pharmacopoeia, spiritual role of the tree, etc.), and ecological nature (soil fertilization, improved biological diversity, carbon sequestration, climate regulation, etc.) (Bationo et al. 2010; Faye et al. 2011; Bationo et al. 2012; Lahmar et al. 2012). Ouédraogo et al. (2017) inventoried 86 woody species knowingly preserved by small farmers in the agrosystems of the northern region of Burkina Faso for their ecosystem services such as food, fodder, health, crafts, firewood, building and the creation of monetary income. These goods and services provide by the woody plants participate to the satisfaction of the needs and improve adaptation to climate uncertainties of rural populations especially (Bationo et al. 2010;

Faye et al. 2011; Yameogo et al. 2013; Ouédraogo et al. 2017).

The objective of this study is therefore to assess the dynamics of woody plant cover over the 30 years following the end of the great drought of 1970s-1980s in the northern region of Burkina Faso. The post-drought woody plant cover is analyzed taking into account the major trends of rainfall patterns in the Sahel and the land-use and land-cover elements of the area. The period 1986-1999 being characteristic of a partial recovery of rainfall with dry years still persistent while the period 2000-2015 is better rainy with more pronounced frequencies of wet years (Park et al. 2016; Nicholson et al. 2018; Panthou et al. 2018). The study is part of an approach of monitoring and evaluating Sahelian agrosystems in northern Burkina Faso in a new environmental context marked by the recovery of rainfall, and the development of measures to rehabilitate degraded lands after the ecological crisis resulting from the droughts of 1970s-1980s. It focuses more specifically on the evolution of the Enhanced Vegetation Index 1 (EVI₁), used as a proxy of change in woody plants photosynthetic activity, in relation with the recovery of rainfall. Is EVI₁ change correlated with rainfall? We emit a negative hypothesis in view of the nature of the study area (agrosystems) and the easily influenced character of the rainfall effect on the vegetation by anthropogenic actions.

2.2 Methodology

2.2.1 Location of study area

Burkina Faso is a West African country with predominantly Sahelian climatic conditions (Ibrahim, 2012). The country is defined according to the average annual rainfall in three main climatic areas: the Sahelian climatic area to the north (300-600 mm/year), the Sudanese climatic area to the south (900-1200 mm/year), and the Sudano-Sahelian climatic area in the centre (600-900 mm/year) (Thiombiano and Kampmann, 2010; Ibrahim, 2012). Our study is located in the Sudano-Sahelian

climatic area of the Northern Region of the country (Fig. 2.1). It is located between latitudes $12^{\circ} 38'$ and $14^{\circ} 02'$ North and longitudes $1^{\circ} 33'$ and $2^{\circ} 55'$ West and covers an area of 13 950 Km². It includes the administrative provinces of Loroum, Passoré, Yatenga, and Zondoma.

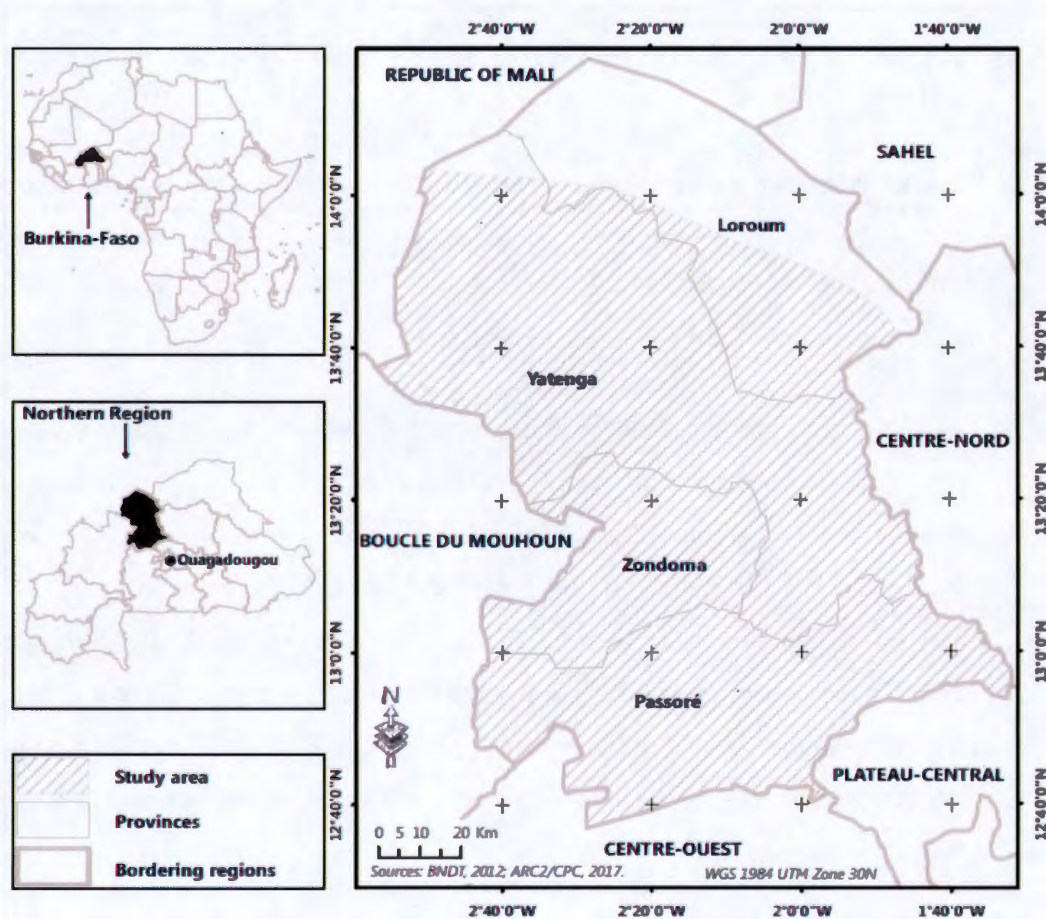


Figure 2.1: Location of the study area in the Northern Region of Burkina Faso.

2.2.2 Data acquisition and processing

2.2.2.1 Satellite images

The monitoring of woody plant cover dynamics was carried out with Landsat level 1 images from 1986, 1999, and 2015 of 30 m spatial resolution (Table 2.1).

Table 2.1: Characteristics of Landsat images used in woody plant cover monitoring.

Years	Shooting dates	Satellites	Sensors	Spatial resolution
1986	November 09-10	Landsat 5	TM	30 m
1999	October 20-29	Landsat 7	ETM+	30 m
2015	October 17-24	Landsat 8	OLI/TIRS	30 m

The data period was chosen according to the reported rainfall trends in the Sahel (Park *et al.*, 2016; Nicholson *et al.*, 2018; Panthou *et al.*, 2018). The period 1986-1999 is characterized by a modest recovery of rainfall with dry years still persistent while the period 2000-2015 is better rainy with higher frequencies of wet years (Fig. 2.2). The images were downloaded from the archives of United States Geological Survey (USGS, 2017). To remove grasses and crops, images from October and November were chosen. This period marks the end of the vegetative stage of herbaceous plants and crops and a persistence of the vegetative stage in almost all Sahelian woody plants (Hiernaux *et al.*, 1994; Brandt *et al.*, 2016).

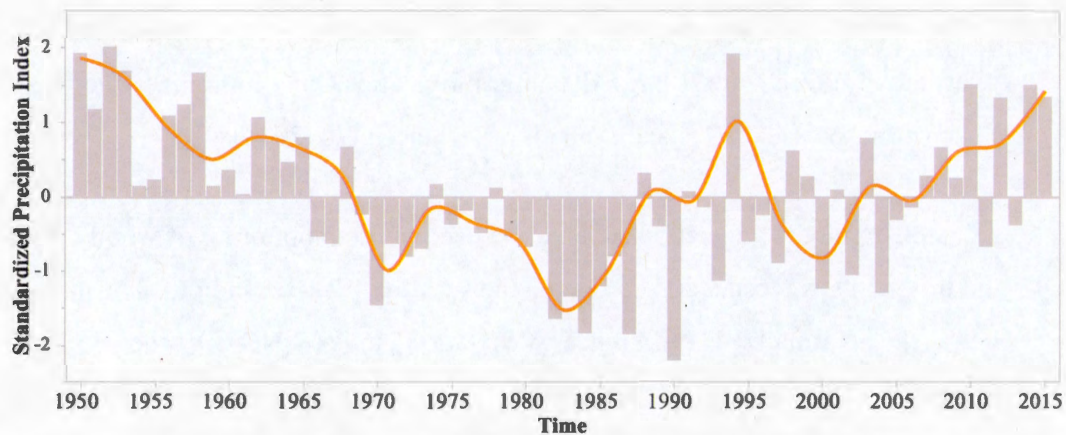


Figure 2.2: Standardized precipitation index for the study area, 1950-2015 period.

2.2.2.2 Corrections of the images

The downloaded satellite image scenes are less than 10% cloud cover and have already been geometrically corrected. The atmospheric and terrain effects were corrected for ground reflectance using ATCOR Ground Reflectance algorithm of PCI Geomatica 2017. These are essential for multi-temporal analyses of images taken under different atmospheric conditions (Gunasekara *et al.*, 2015; Zhu, 2017). Corrected images were mosaicked before calculations of vegetation indices and land-use and land-cover classification.

2.2.2.3 Vegetation index used

Several vegetation indices have been developed to monitor vegetation cover dynamics (Payero *et al.*, 2004; Viña *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2014). The high number of vegetation indices is justified by the fact that they are easily influenced by atmospheric, soil and vegetation conditions (Huete, 1988; Qi *et al.*, 1994; Rondeaux *et al.*, 1996; Huete *et al.*, 2002; Wu, 2014). The choice of vegetation index therefore depends on the nature of the study (global or local), the ecological zone, the type of vegetation and the period of the study (Broge and Leblanc, 2000; Viña *et al.*, 2011). In semi-arid areas with medium or low vegetal cover and bare lands by location, the best monitoring of

plant cover variability requires the choice of a sensitive vegetative index to the low vegetative cover, with a large dynamic range and which minimizes the interference from atmospheric effects and / or soil reflectance (Wu, 2014).

To determine the vegetation index to be used in the monitoring of woody plant cover in this study, we tested and compared the sensitivity of five indices. The indices tested are: the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI); the Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI); the Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2 (MSAVI₂); and the Enhanced Vegetation Index 1 and 2 (EVI₁, EVI₂). The NDVI is most commonly used and uses the reflectance of vegetation cover in red and near infrared (Mountford *et al.*, 2017). The SAVI and MSAVI₂ are derived from NDVI but incorporate a soil brightness correction factor to minimize the influence of soil on the reflectance of vegetation cover (Qi *et al.*, 1994). The EVI₁ and EVI₂ are also a modification of NDVI that incorporates wavelength in blue, a ground brightness correction factor and correction coefficients of aerosol diffusions to minimize both variations in solar incidence angle, soil reflectance and atmospheric effects (Huete, 1988; Huete *et al.*, 2002; Jiang *et al.*, 2008).

The comparative tests that we carried out show that the EVI₂ presented risks of saturation on the 2015 image and was therefore excluded (Fig. 2. 3). The EVI₁ (equation 1), which was more sensitive to the difference in vegetation cover (large range), was used to monitor vegetation cover dynamics at the expense of NDVI, SAVI and MSAVI₂, which have been less dynamic with low amplitudes of variation. The NDVI in addition to being less dynamic, is very sensitive to various factors such as shading, atmospheric conditions and soil variations, and therefore subject to very large errors (Huete *et al.*, 2002; Mountford *et al.*, 2017).

$$(1) \text{EVI}_1 = G * \frac{(\rho_{\text{nir}} - \rho_r)}{(\rho_{\text{nir}} + C1 * \rho_r - C2 * \rho_b + L)}$$

Where :

- ρ_{nir} : pixel values of the near-infrared band
- ρ_r : pixel values of the red band
- ρ_b : pixel values of the blue band
- G: gain factor, $G = 2.5$
- L: ground reflectance correction factor, $L = 0.5$
- C1 et C2: correction coefficients of the aerosol diffusions, $C1 = 6$, $C2 = 7.5$

The correctives brought by EVI_1 improve the accuracy of multi-date image comparisons taken at different times under different soil and atmosphere conditions (Huete, 1988; Huete *et al.*, 2002).

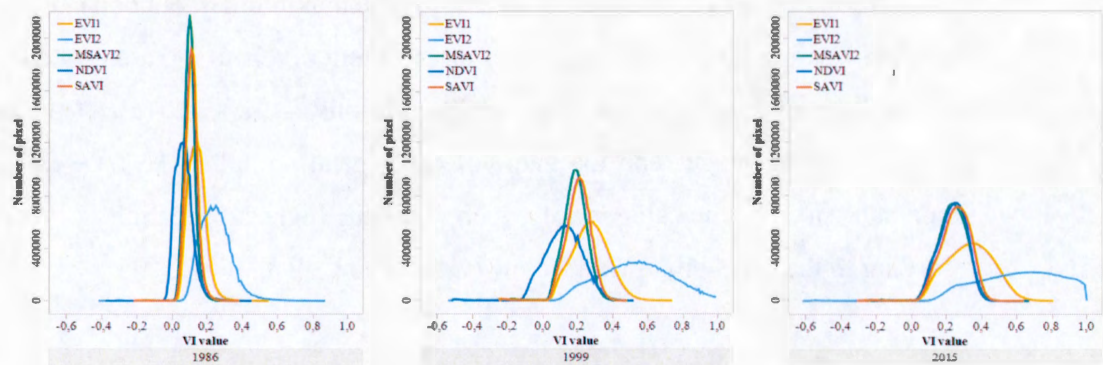


Figure 2.3: Sensibility and dynamic ranges of vegetation indices on 1986, 1999 and 2015 images

2.2.2.4 Change detection

The values of EVI_1 are between $[-1, +1]$. Negative values are areas other than active vegetation cover (wetlands or water surface). As the purpose of this study is to monitor

the woody plant cover change, the negative values of the vegetation index coming from potentially non-vegetated pixels were excluded by being reduced to zero (approximately as bare lands) (Georganos *et al.*, 2017; Jamali *et al.*, 2014; Yao *et al.*, 2019). This avoids overestimating the increase or decrease of plant cover change on water surfaces at the time « n » passed into bare lands or other types of vegetation at the time « n+1 » and vice versa. The differencing method was used to detect change in vegetation index using a pixel-by-pixel comparison (Lu *et al.*, 2004; Marzen *et al.*, 2011; Gandhi *et al.*, 2015; Jamali *et al.*, 2015; Zhu, 2017).

The land-use and land-cover categories are then identified in order to see the landscape change and its relationship with vegetation index change.

2.2.2.5 Classification of images

The different land-use and land-cover categories were defined using a supervised classification method (Caloz and Collet, 2001). The maximum likelihood classification algorithm was used in the assignment of the different pixels to the identified land-use and land-cover categories (Fisher, 1922; Martins *et al.*, 2016). The spectral characteristics of images and the value of the vegetation index (EVI₁) were used to assign each pixel to the category of which it has the highest probability of belonging according to the probabilistic law below (Caloz and Collet, 2001).

$$(2) p(a/C_i) = \frac{1}{(2\pi)^{N/2} |\Sigma_i|^{1/2}} e^{-1/2[(a-m)^t \Sigma_i^{-1} (a-m)]}$$

Where:

- $p(a/C_i)$: probability that pixel a belongs to category C_i ,
- a : pixel vector,
- m_i : category center vector,
- $(a-m)^t$: transposed vector of $(a - m)$,

- Σ_i : variance-covariance matrix of the category,
- N: number of spectral bands or vector dimension.

The identification of training classes was done by visual interpretation mainly, validated by using reference data (field observations and interviews) from 230 sites distributed homogeneously over the study area, auxiliary information (old land use maps (1992, 2002 and 2012), testimonials from elders and natives) and the seasonal variability of the vegetation index (Nutini et al. 2013). For the latter, images taken in the middle of the rainy season (July-August) at the time of the strong photosynthetic activity of crops and herbaceous plants were used in addition to the images of the beginning of the dry season. The field observations and interviews were carried out from the end of October to December to describe the land use and land cover (agroforestry park, savannah, steppe, water surface, bare land) in 1986, 1999 and 2015. The results of these field observations and interviews made it possible to refine the choice of training classes. For the 2015 image, visual interpretation was enhanced by the use of Google Earth images of 50 to 65 cm spatial resolution. The visual interpretation was carried out by two people in full-time (first two co-authors) and two other people in part-time (last two co-authors).

The land-use and land-cover categories and the criteria for identifying them are presented below:

- Savannah: savannahs are vegetal formations with a continuous herbaceous stratum with the presence of shrub and/or tree stratum, dispersed or dense. These are vegetation formations that remain leafy and green at the beginning of the dry season (Brandt *et al.*, 2016). They correspond to areas with low seasonal variation of the vegetation index where values of the vegetation index are high. They also

correspond to areas classified and protected by the Ministry of the Environment.

- Steppe: steppes are vegetation formations with a discontinuous herbaceous stratum with a low presence of sparse shrub and/or tree stratum. They usually appear in irregular vegetation bands called "Tiger Bush" and are easily identifiable by visual interpretation of Landsat and Google Earth images (Nutini *et al.*, 2013). The woody fringe being persistent at the beginning of the dry season (Brandt *et al.*, 2016), they also correspond to areas with low seasonal variation of vegetation index where the values of vegetation index are low.
- Agroforestry park: agroforestry parks designate farms where crops are in association with perennial woody plants. They correspond to areas of strong seasonal variation in the vegetation index due to the end of the vegetative stage of crops that occurs at the end of the rainy season. In addition, the regular form of farming facilitates their identification by visual interpretation of images (Bégué *et al.*, 2011).
- Bare land: bare lands refer to areas where the plant cover rate is less than 10%. These include farms with little or no woody vegetation. They correspond to areas where the seasonal variation of the vegetation index is low with vegetation index values in the positive ≤ 0.10 .
- Water surface: water surfaces designate the flooded areas at the beginning of the dry season corresponding to the areas where the values of vegetation index at the end of the rainy season are < 0 .

The number of pixels for training classes ranges from 491,194 to 1,047,847 for agroforestry parks, from 162,866 to 605,896 for savannahs, from 107,297 to 366,347 for steppes, from 21,617 to 91,079 for water surfaces and from 82,947 to 173,302 for bare soil. The set of pixels for each class was splitted into 2/3 for classification and 1/3 for evaluation (accuracy and Kappa Coefficient).

2.2.2.6 Rainfall data

The simulated daily rainfall data from 1986 to 2015 produced by African Rainfall Climatology version 2 (ARC2) using the $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ grid (CPC, 2017) were used to highlight the relationship between spatial variation of vegetation index and average annual rainfall.

2.2.3 Data analysis

The data analysis consisted in characterizing the evolution of the different categories of change in vegetation index and the categories of land-use and land-cover using descriptive statistics. The Z-test was used to compare the increase and decrease average of the EVI_1 between time intervals. The relationship between change in the EVI_1 and rainfall was obtained by linear regression analysis. The spatial variation of vegetation index was used as dependent variable and annual rainfall mean as explanatory variable (Bégué et al. 2011; Zar 2010). The precipitation marginal response (PRM) which measures vegetation sensitivity to water availability was calculated using the approach used by Bégué et al. (2011) and Verón et al. (2005). The slope of the linear regression equation between vegetation index and rainfall was referred as the precipitation marginal response. The relationships between the two variables were calculated for each $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ grid cell covering the entire study area. The vegetation index data is resampled to the spatial resolution of the rainfall data ($0.1^\circ \times 0.1^\circ$) using the nearest neighbors algorithm before conducting analyses (Fensholt et al. 2004).

Land-use and land-cover dynamics were highlighted by the Chi-Square goodness of fit

test to determine significant changes in land-use and land-cover categories (Zar 2010; Dimobe et al. 2015). The amount of transition of land-use and land-cover categories in terms of gain, loss, persistence, total change, net change and swap change were calculated (Koglo et al. 2019). A change intensity analysis following the approach described by Aldwaik and Pontius Jr. (2012) and Koglo et al. (2019) was then carried out to highlight the processes of area and land-use and land-cover categories change : speed of change of the area; speed of gain or loss of land-use and land-cover categories. The relationship between land-use and land-cover categories and the categories of vegetation index change was obtained by overlay analysis to calculate the proportion of each land-use and land-cover category in each category of vegetation index change.

2.3 Results

2.3.1 Spatial-temporal variation of woody plant cover

2.3.1.1 Amplitude of vegetation index variation

Figure 2.4 shows the spatiotemporal variations in the vegetation index from 1986-1999, 1999-2015 and the long-term 1986-2015.

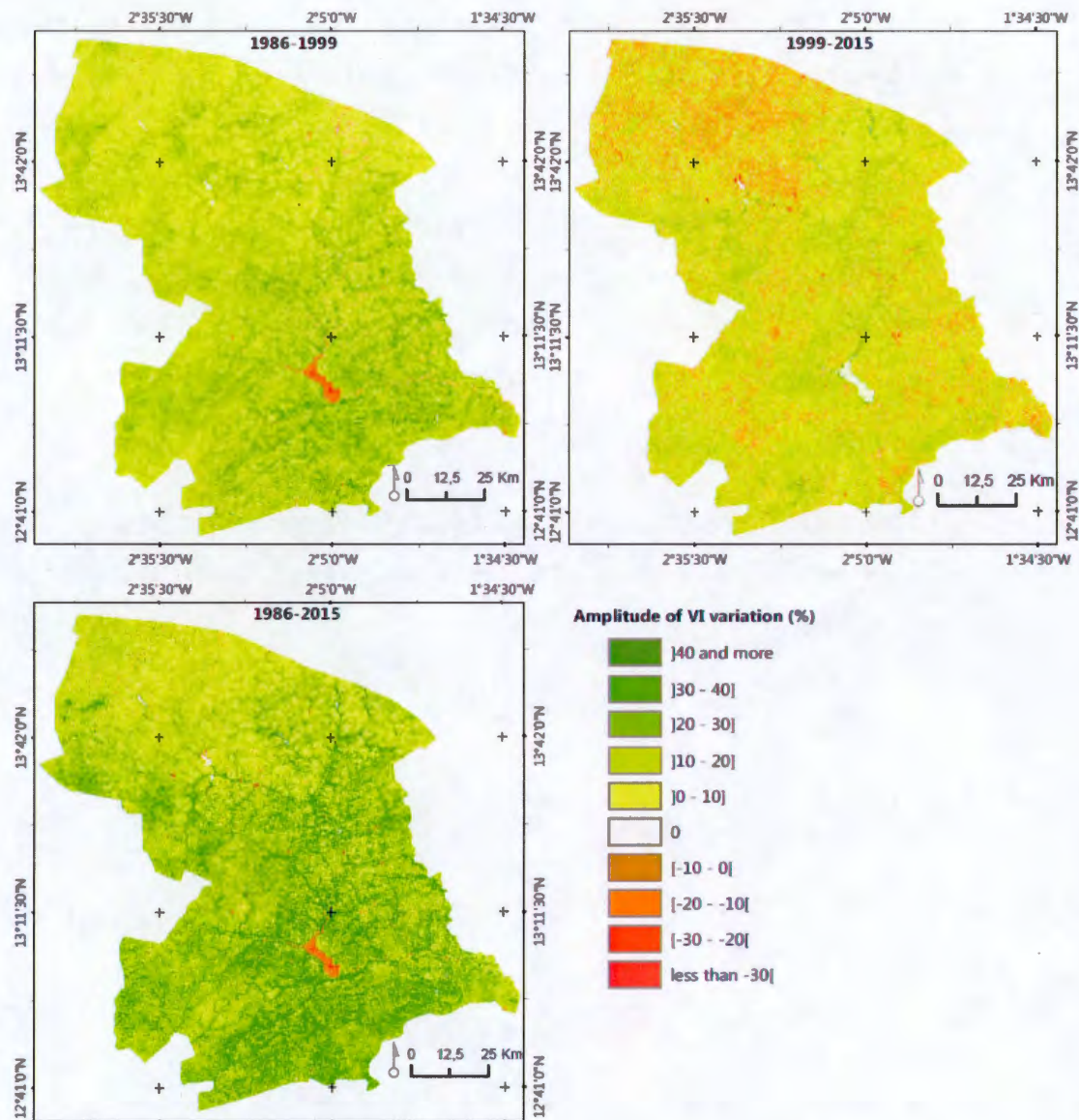


Figure 2.4: Spatial variations of vegetation index (VI) between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015.

The vegetation index increased over 97%, 78% and 98% of the study area between 1986-1999, 1999-2015 and the long-term 1986-2015 respectively (Fig. 2.5). The amplitudes of positive change in vegetation index were mainly range from 0 to 0.2

between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals (Fig. 2. 6). But positive changes up to 0.2 were found in the long-term (1986-2015) over at least 40% of the study area (Fig. 2. 6).

The decrease of vegetation index affected only a small proportion (2%) of the study area between 1986-1999 but expanded between 1999-2015 to reach 17% of the study area (Fig. 2.5). The amplitudes of negative change in vegetation index were are less dispersed and vary mainly between -0.2 and 0 regardless of the time interval considered (Fig. 2. 6).

The areas where vegetation index was no-changed also represent a small proportion (1%) of the study area between 1986-1999, but were going up and cover 5% of the study area between 1999-2015 (Fig. 2.6).

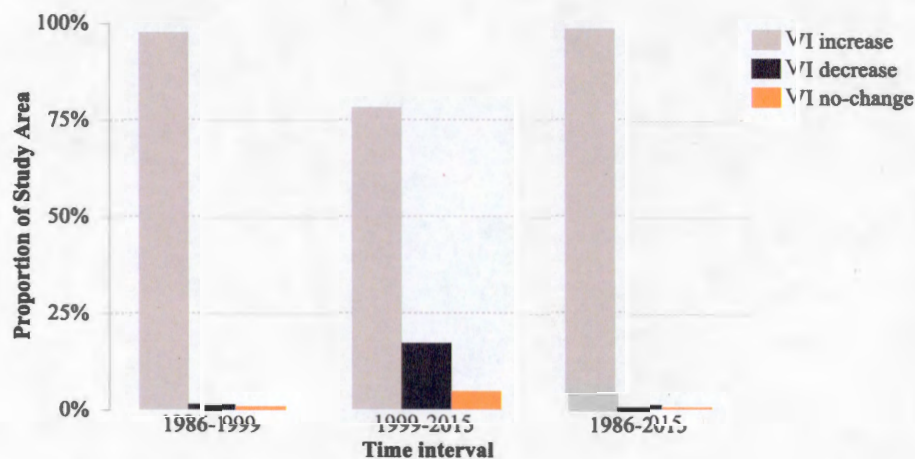


Figure 2.5: Proportions of the categories of woody plant cover change between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015.

VI: Vegetation index.

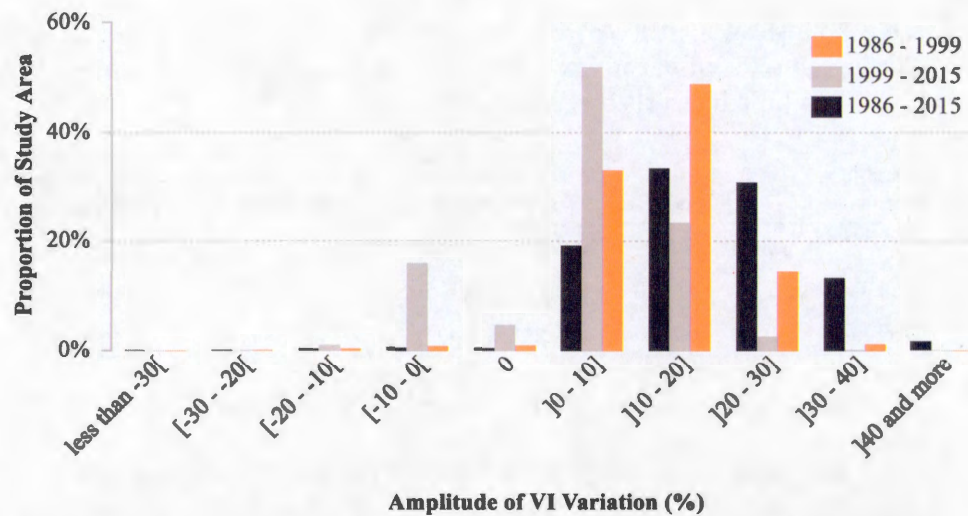


Figure 2.6: Amplitude range of vegetation index variation by proportion of study area between 1986-1999, 1999-2015 and 1986-2015 time intervals.

VI: Vegetation index.

2.3.1.2 Mean of vegetation index variation

The average of positive change in vegetation index was higher in the 1986-1999 time interval with an average increase of 0.14 compared to 0.09 recorded during the 1999-2015 time interval (Table 2.2). The comparison of averages indicated highly significant differences ($p < 0.0001$) between the two time intervals (1986-1999 and 1999-2015) (Table 2.2). The average of positive change in vegetation index in the long term period (1986-2015) was 0.20 (Table 2.2).

The average of negative change in vegetation index was also higher between 1986-1999 time interval with an average decrease of -0.08 compared to -0.05 observed between 1999-2015 period (Table 2.2). Statistically, the average decrease of vegetation index showed highly significant differences ($p < 0.0001$) between the two time intervals (Table 2.2). The average of negative change in vegetation index in the long term (1986-2015) was -0.10 (Table 2.2).

Table 2.2: Mean increase of EVI_1 in the areas of positive change, mean decrease of EVI_1 in the areas of negative change and means comparisons between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals by Z-test.

Category of VI change	Time intervals						Means Comparisons, Z-test	
	1986-1999		1999-2015		1986-2015		1986-1999 Vs 1999-2015	
	Mean	Std Err	Mean	Std Err	Mean	Std Err	Z score	P-value
Increase	0.14	1.6E-05	0.09	1.8E-05	0.20	2.50E-05	1964	<0.0001
Decrease	-0.08	1.7E-04	-0.05	2.5E-05	-0.10	2.00E-04	66	<0.0001

2.3.2 Relationship between vegetation index variation and rainfall

The results of the linear regression analysis between the change in the EVI_1 and the annual rainfall average between 1986-1999 and 1999-2015 showed a weak correlation between the two variables (Fig. 2.7 A and B). The coefficient of determination was $R^2 = 0.03$ and 0.02 between 1986-1999 and 1999-2015 respectively. The significance of the correlation between the variables was $p = 0.0023$ between 1986-1999 and $p = 0.0226$ between 1999-2015. The precipitation marginal response which measures the sensitivity of the vegetation index to water availability was low and weakly correlated with rainfall ($R^2 = 0.026$, $p = 0.0151$) (Fig. 2.7 C). The more watered areas are therefore not necessarily those with a significant increase in the vegetation index..

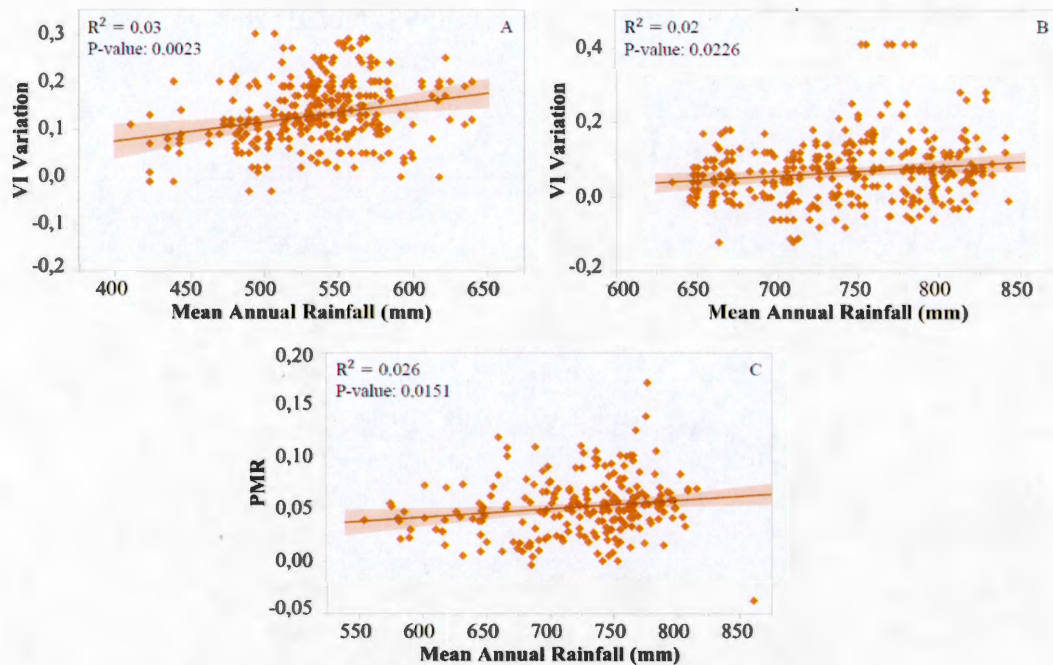


Figure 2.7: Linear regression between the variation of EVI_1 based on the mean annual rainfall between 1986-1999 (A), 1999-2015 (B) periods and precipitation marginal response (PMR) plotted against the mean annual rainfall (C).

2.3.3 Land-use, land-cover dynamics

2.3.3.1 Land-use, land-cover classes and accuracy assessment

The overall accuracy and Kappa coefficient resulting from the spectral classification of images were very good. Overall accuracy was 94.45%, 96.10% and 91.40% on the 1986, 1999 and 2015 images respectively (Table 2. 3). The Kappa coefficient was 0.91 on the 1986 image, 0.94 on the 1999 image and 0.85 on the 2015 image (Table 2.3).

Table 2.3: Classification accuracy for 1986, 1999 and 2015 images in percentage (%).

Time intervals and LULC	Ap	Bl	Sa	St	Ws	Pa	Ua	Oa	Kc
1986								94,45	0,91
Ap	92,61	0,00	0,41	1,17	0,00	92,61	99,46		
Bl	0,00	96,17	0,00	2,84	0,18	96,17	94,09		
Sa	4,00	0,00	99,59	0,00	0,00	99,59	80,46		
St	3,37	3,81	0,00	95,98	0,00	95,98	89,85		
Ws	0,02	0,02	0,00	0,01	99,82	99,82	98,66		
Total	100	100	100	100	100	-	-		
1999								96,10	0,94
Ap	92,90	0,02	1,52	0,30	0,00	92,90	97,91		
Bl	0,00	96,46	0,00	4,84	0,19	96,46	92,58		
Sa	5,32	0,00	98,48	0,00	0,00	98,48	95,80		
St	1,71	2,81	0,00	94,80	0,00	94,80	93,10		
Ws	0,07	0,71	0,00	0,07	99,81	99,81	98,71		
Total	100	100	100	100	100	-	-		
2015								91,40	0,85
Ap	88,58	0,05	1,21	1,09	0,05	88,58	99,45		
Bl	0,00	92,64	0,00	8,66	0,33	92,64	88,89		
Sa	8,55	0,00	98,79	0,00	0,00	98,79	78,15		
St	2,79	6,37	0,00	90,15	0,02	90,15	73,70		
Ws	0,08	0,94	0,00	0,10	99,61	99,61	98,11		
Total	100	100	100	100	100	-	-		

Ap: Agroforestry park; Bl: Bare land; Sa: Savannah; St: Steppe; Ws: Water surface; Pa: Producer's accuracy; Ua: User's accuracy; Oa: Overall accuracy; Kc: Kappa coefficient.

Table 2.4 shows the temporal change of land-use and land-cover categories of 1986, 1999 and 2015. Agroforestry park was the most common and growing land-use and land-cover category with a respective cover of 45%, 72% and 77% of the total study area in 1986, 1999 and 2015. Savannah, steppe and bare land, less represented, were

decreased. Water surface has gained area but remains still very poorly represented at the scale of the study area.

2.3.3.2 Changes in land-use, land-cover categories

The study area experienced a significant change in land-use and land-cover with a Chi-Square (χ^2) goodness of fit test well below the 5% threshold probability ($p < 0.001$) regardless of the category of land-use and land-cover considered (Table 2.4).

Table 2.4: Area and Chi-Square (χ^2) goodness of fit test of land-use and land-cover change. df: degree of freedom.

Land-use / land-cover	Area (Km ²); Proportion of area			χ^2 goodness of fit test
	1986	1999	2015	
Agroforestry park	6,293; 45.11%	9,925; 71.15%	10,855; 77.81%	$\chi^2 = 1,289.2$; df = 2; p-value < 0.001
Bare land	1,819; 13.04%	288; 2.06%	184; 1.32%	$\chi^2 = 2,194.7$; df = 2; p-value < 0.001
Savannah	3,068; 21.99%	2,707; 19.41%	2,244; 16.09%	$\chi^2 = 127.66$; df = 2; p-value < 0.001
Steppe	2,739; 19.63%	900; 6.45%	526; 3.77%	$\chi^2 = 2,021.4$; df = 2; p-value < 0.001
Water surface	31; 0.22%	130; 0.93%	141; 1.01%	$\chi^2 = 72.921$; df = 2; p-value < 0.001

The most significant changes were observed in agroforestry parks and steppes with 40% and 22% total change respectively over the long term (1986-2015) (Fig. 2.8). These changes were mainly reflected in gains in agroforestry parks, as opposed to steppes, which lost area. The most persistent land-use and land-cover categories were agroforestry parks and savannahs, with respectively 42% and 13% long-term persistence rates (1986-2015) (Fig. 2.8).

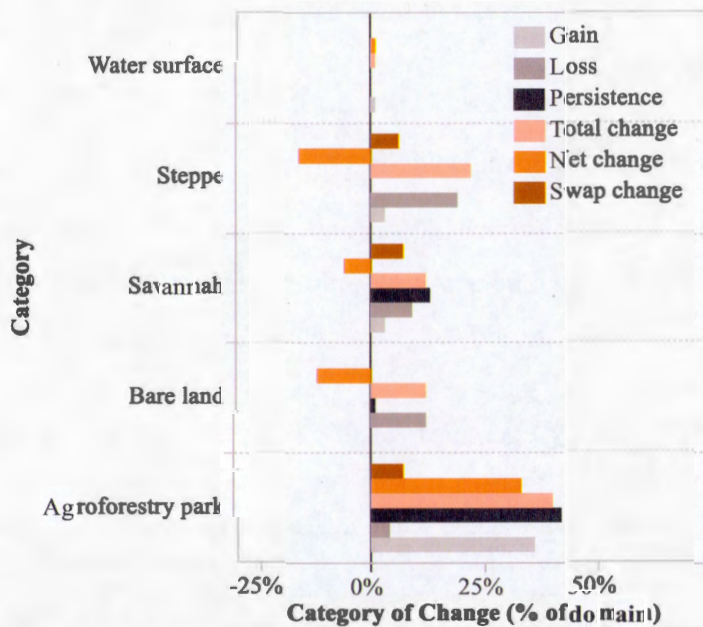


Figure 2.8: Quantity of land-use and land-cover transition between 1986-2015 time interval.

The highest rates of change were observed over the 1986-1999 period with an overall annual change intensity of 3.03% (Fig. 2.9). The land-use and land-cover categories that have grown remarkably over this period are agroforestry parks, steppes and water surfaces with respectively 3.35%, 4.51% and 5.93% annual gain (Fig. 2. 10). The categories with major loss of area are bare soils and steppes with respectively 6.61% and 6.91% annual loss (Fig. 2. 10).

The area experienced less change between 1999-2015 with an overall annual change intensity of 0.52% (Fig. 2. 9). The most significant changes during this period were observed on bare lands and steppes, which continue to experience large losses of area with respectively 4.40%, 3.95% annual losses (Fig. 2. 10).

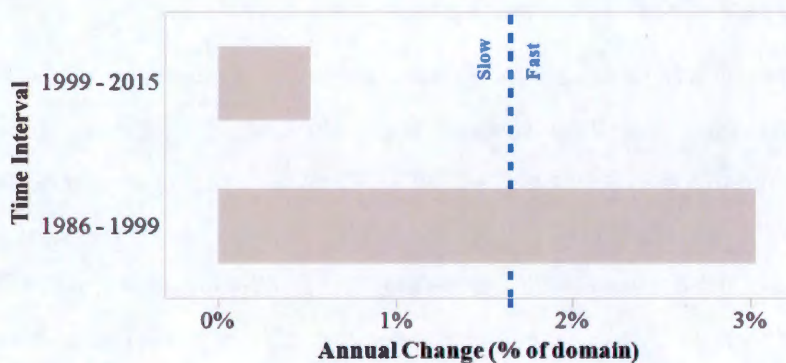


Figure 2.9: Annual intensity of change of the area between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals.

The blue line of the Fig. 2.9 is the uniform change across intervals. The change is slow if the bar stop before the uniform line and fast if the bar extends beyond the uniform line.

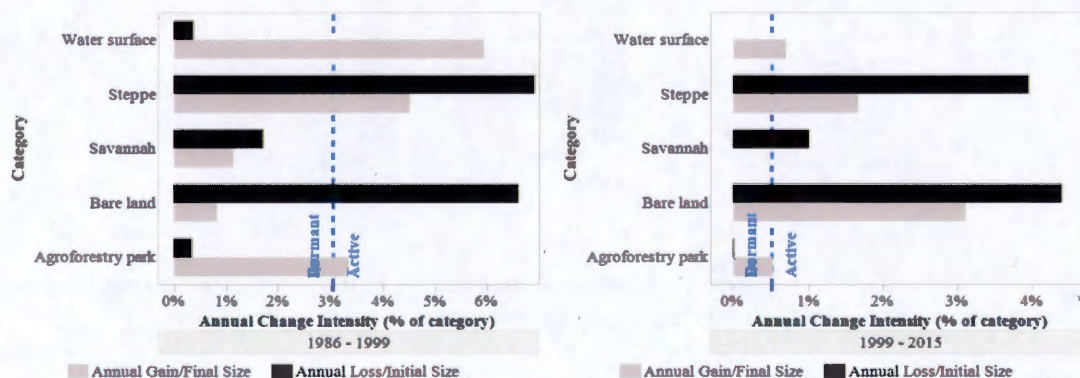


Figure 2.10: Land-use and land-cover categories annual intensity of gains and losses by category between 1986-1999 and 1999-2015 time intervals.

The blue line of the Fig. 2.10 is the uniform change intensity. The category is dormant if the bar stop before the uniform line and active if the bar extends beyond the uniform line.

2.3.3.3 Woody plant cover change and land-use, land-cover classes

The overlaying analysis between the long-term change in the vegetation index and the land-use and land-cover in 2015 showed that increases in vegetation index are preferably observed in agroforestry parks (79%) followed by savannahs (16%) (Fig. 2. 11). In the case of areas in negative change of vegetation index, water areas (56%) and agroforestry areas (30%) were predominant (Fig. 2. 11). The areas with no-change in vegetation index were mainly distributed between agroforestry parks (33%), bare soils (28%) and water surfaces (30%) (Fig. 2. 11).

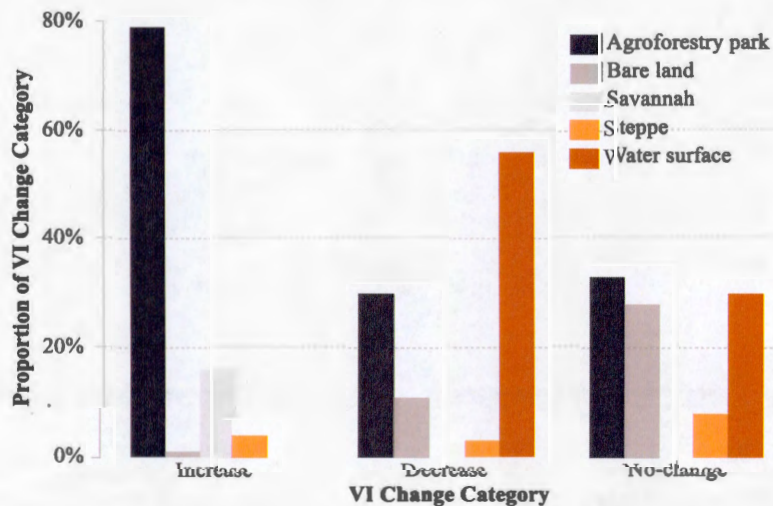


Figure 2.11: Proportion of land-use and land-cover by category of vegetation index (VI) change between 1986-2015.

2.4 Discussion

This study targets the period of the end of October and the beginning of November to assess the EVI_1 dynamics, used as a proxy for photosynthetic activity of the woody plants in the agrosystems of northern Burkina Faso. Although this period of the year marks the end of the vegetative stage in herbaceous and crops plants and a persistence

of the vegetative stage in most Sahelian woody plants and therefore photosynthetically active (Hiernaux et al. 1994; Brandt et al. 2016), it should be noted that late herbaceous plants may persist at this time of year. The vegetation index values reported in this study could therefore have been influenced locally by these late herbaceous plants. However, our visual observations on the field indicate a very low presence of such late herbaceous and thus no significant influence on our results.

The vegetation index improved over 98% of the study area between 1986-2015 in a context of deep landscape change of the area to the benefit of agroforestry parks. The average value of the EVI_1 associated to this improvement remains low (0.2). But more than 40% of the study area has a higher improvement in the vegetation index (above-average) and gives positive evidence of an area under regreening.

The most significant improvements in the vegetation index were observed between 1986-1999, despite a rather modest recovery in rainfall over this period compared to the rainier period of 1999-2015. The weak correlation between vegetation index change and rainfall is also highlighted by linear regression analyses. These results confirm those of Eklundh and Olsson (2003) which showed a strong positive change of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) that occurred between 1982-1999 in this part of the Sahelian area with dry years still persistent. Similar results were observed by Huber et al. (2011), which, between 1982-2007, observed over a large part of Senegal, a significant regreening with a non-significant increase in rainfall. Bégué et al. (2011) also showed a no clear trend of rainfall recovery, but observed a strong increase in the vegetation index between 1982-2006 in the Sudano-Sahelian region of Mali. These results suggest that rainfall alone is not enough to explain the change of vegetation index in the agrosystems. However, the preferential improvement of the vegetation index in savannahs (Figure 2.11) suggests that rainfall may be a direct factor in vegetation recovery in less disturbed areas.

The improvement in woody cover observed preferentially in agroforestry parks and on savannahs, could be in part a consequence of awareness of the need to improve natural resource management and land-use practices after 1970s-1980s droughts (Barbier et al. 2009; Bationo et al. 2010; Epule et al. 2014; Mbow et al. 2014; Nair 2014; Ouédraogo et al. 2017). Agricultural practices based on water and soil conservation and with high potential for woody regeneration such as *zaï* (planting pits), Half-moons, stone rows and assisted natural regeneration are widely developed in the Sahel after 1980s (Aune and Bationo 2008; Barbier et al. 2009; Bationo et al. 2012; Reij and Garrity 2016; Belem et al. 2017). New agroforestry systems such as alignment plantations, hedgerows, windbreaks, etc. have also emerged and coexist with traditional agroforestry parks (Atangana et al. 2014; Nair 2014). Forest production systems have also evolved in the 1990s with the promotion of forest tree plantations and participatory and sustainable forest (sylvopastoral areas) management to reconcile forest conservation and local development (Leroy et al. 2013). In addition, during the droughts of the 1970s-1980s, many woody species, even those formerly neglected, have been valued in various areas of daily life, particularly food and feed, to improve the resilience of communities (Yelemou et al., 2007; Faye et al., 2011; Lahmar et al., 2012). These social changes in food habits that value non-timber forest products have been maintained and developed as strategies for adapting to the effects of climate change particularly in this region after the critical period (Bationo et al. 2010; Bationo et al. 2012; Ouédraogo et al., 2017).

The improvement in plant cover observed in this Sahelian part of Burkina Faso corroborates the results of many authors who also support a greening in the Sahel after 1970s-1980s droughts (Eklundh and Olsson 2003; Olsson et al. 2005; Brandt et al. 2014; Spiekermann et al. 2015; Brandt et al. 2016; Hänke et al. 2016). However, this improvement is far from reaching the situation of pre-drought vegetation according to many authors, for which the Sahel zone knows a significant decrease of natural vegetation in terms of density and diversity of trees (Gonzalez et al. 2012; Sop and

Oldeland 2013; Brandt et al. 2014; Brandt et al. 2016; Kusserow 2017). The return to pre-drought vegetation would be unlikely given the continuing evolution of climate, environmental and anthropogenic variables that force plants to adjust (Brandt et al. 2014; Hänke et al. 2016).

The results of this study also show an increase of area with negative change in vegetation index between 1999-2015, while the areas with positive change in vegetation index are decreasing. The same trend in the regression of vegetation cover was observed by Rasmussen et al. (2014) in the northern part of Burkina Faso, close to our study area, during the periods 2000-2012. Likely causes according to Bogaert et al. (2011), Doso-Jnr (2014) and Rasmussen et al. (2014) would be persistence of poor agricultural practices, increased consumption of firewood, overgrazing and fragmentation of natural areas. Since 2000, the agricultural sector in the northern region has been characterised by the rapid development of mechanisation promoted by the Government, particularly animal traction (cattle and donkey) and cash crops such as sesame and cowpea with a trend towards monoculture to increase yields (Dabat et al. 2012; Guissou et al. 2012; Stephane 2013). These agricultural practices are accompanied by a degradation of the woody plant cover (Sims and Kienzle 2016), which can thus put into question the achievements of the period 1986-1999 despite the improvement in rainfall in the period 2000-2015. The volatile nature of regreening and the question of what happens to regreening areas in the first instance therefore arises.

2.5 Conclusion

This study shows an improvement in vegetation index over 98% of the study area with an average increase in EVI_1 of 0.20 between 1986-2015. Although the improvement in vegetation index compared to the situation at the end of the droughts is weak over a large part of the study area, it gives hope to see in the long term a greater improvement. If this dynamic is consolidated, it could slow down the process of desertification of

these areas. However, the increasing trend of the areas with negative change in vegetation index observed in recent years, gives a fragile character to the regreening observed. It is therefore important to investigate in detail the factors determining this development of woody plant. In addition, the improvement in vegetation index illustrated in this study and highlighted by remote sensing, does not provide information on the nature of the species that are developing. The monitoring of flora dynamic that colonises the regreened areas and the farmers' logics that determine it appear as an imperative need to better value the ecosystem services of the ligneous in the resilience of agrosystems and communities in the climate change context.

2.6 Acknowledgements

We are grateful to the Canadian Francophonie Scholarship Program (CFSP) and the Conflict and Cooperation over Natural Resources in Developing Countries (CoCooN) Program of Dutch Cooperation for funding this research. We also thank Emmanuel Amoah Boakye, Michel Ouédraogo and reviewers for their very insightful comments and suggestions to improve the quality of this article.

CHAPITRE III

EFFECTS OF LAND-USE PRACTICES ON WOODY PLANT COVER DYNAMICS IN SAHELIAN AGROSYSTEMS IN BURKINA FASO SINCE 1970-1980 DROUGHTS

Wendpouiré Arnaud ZIDA^{1,2*}, Babou Andre BATIONO², Jean-Philippe WAAUB³

¹Institute of Environmental Sciences, University of Quebec in Montreal, 201, avenue du Président-Kennedy, Montréal, Québec, H2X 3Y7

²Institute of Environmental and Agricultural Research, Burkina Faso, INERA, DEF, 04 BP 8645 Ouagadougou 04, Burkina Faso.

³Department of Geography, University of Quebec in Montreal, CP 8888 succ. Centre-Ville, Montreal, Quebec, H3C 3P8

*Corresponding author

Article scientifique publié dans Les Cahiers du GERAD G-2019-47, et dans la revue *Sustainability* 2019, 11, 5908.

Abstract

The 1970s-1980s droughts in the Sahel caused a significant degradation of land and plant cover. To cope with this situation, populations have developed several biophysical and social adaptation practices. Many of these are agroforestry practices and contribute to the maintenance of agrosystems. Unfortunately, they remain insufficiently documented and their contributions to the resilience of agrosystems insufficiently evaluated. Many authors widely link the regreening in the Sahel after droughts to the resumption of rainfall. This study examines the contribution of agroforestry practices to the improvement of woody plant cover in the North of Burkina Faso after 1970s-1980s droughts. The examination of practices is carried out by integrating the rainfall, soil and geomorphology variables. Landsat images are used to detect changes in woody plant cover: increasing, decreasing and no-change in Enhanced Vegetation Index. 230 field observations, coupled with interviews conducted on the different categories of change have allowed to characterize the biophysical environment and identify land-use practices. The results show a variability of vegetation index explained to 9% ($R^2 = 0.09$) by rainfall. However, Chi-Squared independence tests show a strong dependence between changes in woody plant cover and geomorphology ($p = 0.0018$ *), land-use, land-cover ($p = 0.0001$ *) and land-use practices ($p = 0.0001$ *).

Keywords: Sahelian agrosystem, Land degradation, Agroforestry, Land-use practices, Regreening in the Sahel.

Résumé

Les sécheresses des années 1970-1980 au Sahel ont causé une dégradation importante des terres et du couvert végétal. Face à cette situation, les populations ont développé plusieurs pratiques biophysiques et sociales d'adaptation. Nombre d'entre elles sont des pratiques agroforestières qui contribuent au maintien des agrosystèmes. Malheureusement, elles restent insuffisamment documentées et, leurs contributions à la résilience des agroécosystèmes insuffisamment évaluées. De nombreux auteurs relient largement le reverdissement observé au Sahel après les sécheresses à la reprise des précipitations enregistrées. Cette étude examine la contribution des pratiques agroforestières à l'amélioration du couvert végétal forestier dans la Région Nord du Burkina Faso après les sécheresses des années 1970-1980. L'examen des pratiques est réalisé en intégrant les variables pluviométrie, sol et géomorphologie. Des images Landsat sont utilisées pour détecter les changements du couvert végétal forestier: zones en augmentation, en recul et inchangées de l'indice de végétation amélioré. Deux cent et trente (230) observations de terrain couplées à des entrevues réalisées sur les différentes catégories de changement ont permis de caractériser l'environnement biophysique et de répertorier les pratiques d'aménagement des terres. Les résultats de l'étude montrent une variabilité du couvert végétal expliquée à 9% ($R^2= 0,09$) par la pluviométrie. Cependant, les tests d'indépendance de Khi deux montrent une forte dépendance entre les changements du couvert végétal forestier et la géomorphologie ($p=0,0018^*$), l'occupation des terres ($p=0,0001^*$) et les pratiques d'aménagement des terres ($p=0,0001^*$).

Mots-clés: Agroécosystème sahélien, Dégradation des terres, Agroforesterie, pratiques d'aménagement des terres, Reverdissement au Sahel.

3.1 Introduction

The 1970s-1980s droughts were particularly stressful socio-economically and environmentally in the Sahel region of West Africa (Durand, 1977; Agnew and Chappell, 1999; Bonnecase, 2010; Brandt et al., 2014a; Doso-Jnr, 2014). The drastic decrease in rainfall over several successive years has led to a fall in primary production and triggered serious food crises (Durand, 1977; Agnew and Chappell, 1999; Bonnecase, 2010). The northern region of Burkina Faso was the most affected with a migration of Isohyets from the north to the south (Thiombiano and Kampmann, 2010). The most notable environmental consequences have been land degradation and loss of biodiversity (Brandt et al., 2014a; Doso-Jnr, 2014). In response to the negative effects of climatic hazards and the increasing degradation of natural resources, rural communities have developed, from the 1980s, with the support of civil society organizations and state services, several biophysical and/or social adaptation practices (Reij et al., 2005; Botoni and Reij, 2009; Reij et al., 2009). Many of these are indigenous or imported agroforestry practices and contribute to the maintenance of agrosystems (Reij et al., 2005; Botoni and Reij, 2009; Reij et al., 2009). They promote woody plant regeneration and create a favourable environment for their development. Land-use practices based on water conservation/soils protection and restoration (SWC/SPR) and agroforestry are widely developed and contribute to improve soil quality and increase the number of trees (Reij et al., 2005; Botoni and Reij, 2009; Reij et al., 2009). Synthesis studies about cases of woody regeneration stimulated by these practices have been reported in the subregion: in the central plateau of Burkina Faso; in the regions of Tillabéri, Tahoua, Maradi and Zinder in Niger; in the Dogon plateau in Mali, in the Niayes, the Peanut Basin and the Sine Saloum in Senegal (Reij et al., 2005; Botoni and Reij, 2009). Unfortunately, these practices remain insufficiently documented and their contributions to the resilience of agrosystems are insufficiently evaluated.

Since the end of the 1990s, several remote sensing diachronic studies have supported a remarkable improvement of plant cover in the Sahel region of West Africa (Anyamba and Tucker, 2005; Olsson et al., 2005; Epule et al., 2014; Bamba et al., 2015). This improvement would be the result of the recovery of precipitation after the 1970s-1980s droughts (Anyamba and Tucker, 2005; Nicholson, 2005; Bamba et al., 2015). However, the non-uniform distribution of vegetation over the entire area and the diversity of anthropogenic adaptation practices developed in the Sahel (Epule et al., 2017), suggest that recovery in rainfall is not the only factor in this improvement. Other biophysical and anthropogenic factors should also be considered (Herrmann and Hutchinson, 2005; Olsson et al., 2005; Reij et al., 2005; Reij et al., 2009).

Although evoked, the role of land-use practices in the greening and the evolution of the floristic diversity of Sahelian agrosystems has not been the subject of deep investigations on a large scale. The purpose of this study is to examine the contribution of agroforestry practices to the improvement of woody plant cover in the Northern Region of Burkina Faso after the 1970s-1980s droughts. The review of practices covers both anthropogenic variables such as land-use, land-cover and land-use practices. It also integrates climatic (rainfall) and environmental (soil and geomorphology) variables that can influence the dynamics of woody plant cover.

3.2 Methodology

3.2.1 Location of the study area

The study is carried out in Burkina Faso, a West African country with predominantly Sahelian climatic conditions (Ibrahim, 2012). The country is defined according to the average annual rainfall in three main climatic zones: the Sahelian climatic zone in the north (300-600 mm/year), the Sudanian climatic zone in the south (900-1200 mm/year), and the Sudano-Sahelian climatic zone in the centre (600-900 mm/year) (Thiombiano

and Kampmann, 2010; Ibrahim, 2012). The study area is located in the Sudano-Sahelian climatic zone of the Northern Region of the country (Fig. 3.1). It is located between latitudes $12^{\circ}38'$ and $14^{\circ}02'N$ and longitudes $1^{\circ}33'$ and $2^{\circ}55'W$, and covers an area of 13950 Km^2 . It includes the administrative provinces of Loroum, Passoré, Yatenga, and Zondoma.

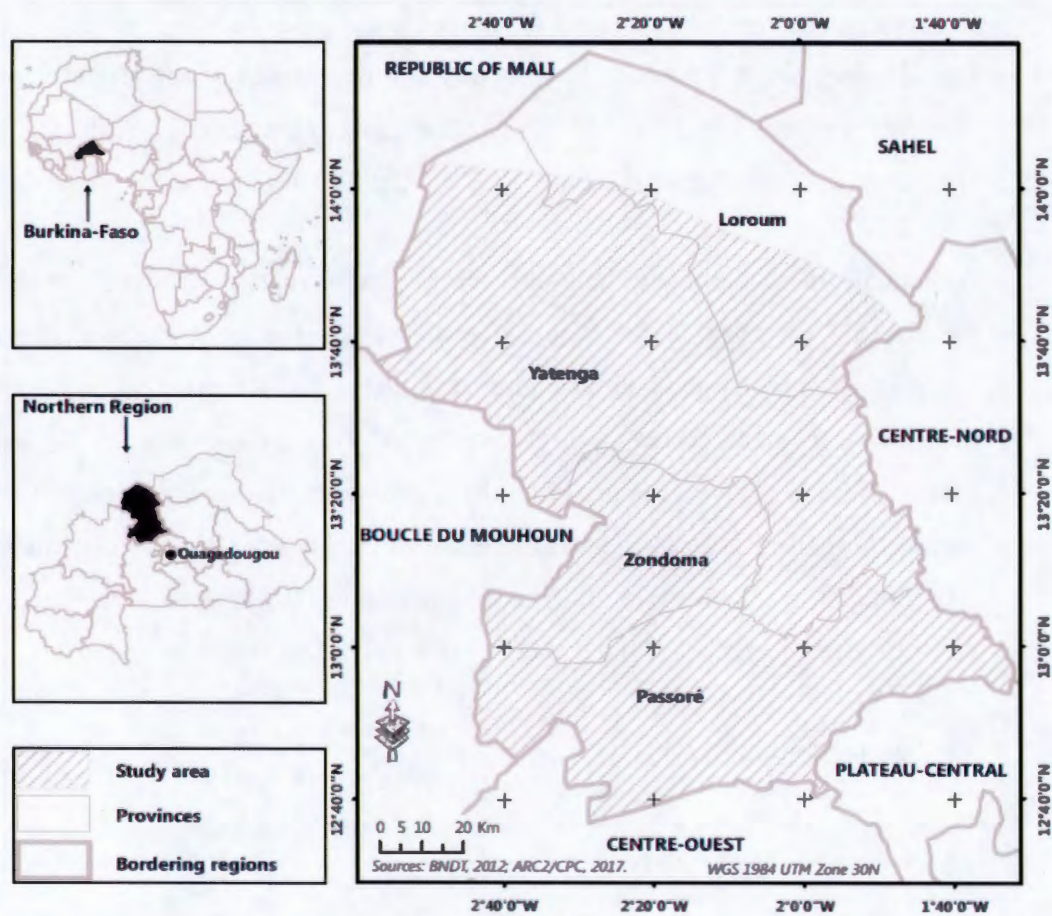


Figure 3.1: Location of the study area.

3.2.2 Evolution of woody plant cover

The sampling sites for field observation use in this study is based on an analysis of woody plant cover change. For this, the first part of the study was to highlight by remote sensing the different categories of woody plant cover change: increase, decrease and no-change of vegetation index. The vegetation is monitored by using a series of satellite images from 1986, 1999 and 2015 of 30 m spatial resolution from Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ and Landsat 8 OLI/TIRS sensors (USGS, 2017). The images of the beginning of dry season (October, November) are uploaded to discriminate grasses and crops. This period marks the end of the vegetative stage of herbaceous plants and crops and a persistence of the vegetative stage in almost all Sahelian wood plants (Hiernaux et al., 1994; Brandt et al., 2016). The images were subjected to atmospheric and terrain correction using ATCOR Ground Reflectance algorithms of PCI Geomatica 2017.

The variation of Enhanced Vegetation Index 1 (EVI₁) is used as proxy for woody plant cover change. It derives from the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) but uses the wavelength in blue, a correction factors for ground reflectance and aerosol diffusions to reduce atmospheric effects and signals emitted by the soil below the vegetation (Huete, 1988; Huete et al., 2002). This improves the accuracy of comparisons of multi-date images taken at different times under different soil and atmosphere conditions (Huete, 1988; Huete et al., 2002).

$$EVI = G \times \frac{(\rho_{nir} - \rho_r)}{(\rho_{nir} + C1 \times \rho_r - C2 \times \rho_b + L)}$$

Where:

- ρ_{nir} : pixel values of the near-infrared band
- ρ_r : pixel values of the red band

- ρ_b : pixel values of the blue band
- G: gain factor, $G = 2.5$
- L: ground reflectance correction factor, $L = 0.5$
- C1 et C2: correction coefficients of the aerosol diffusions, $C1 = 6$, $C2 = 7.5$

As the purpose of this section of the study is focused on the monitoring of the woody plant cover change, the negative values of the vegetation index coming from potentially non-vegetated pixels (wetlands and water) are excluded by being reduced to zero (approximately like bare soils) (Jamali et al., 2014; Georganos, 2016; Yao et al., 2019). This is important to avoid overestimating of the increase or decrease of plant cover on water surfaces at the time "n" passed in bare soils or other vegetation types at the time "n+1" and vice versa. The method of detecting change by differentiation of vegetation index between two dates by using pixel-over-pixel comparison is used (Gandhi et al., 2015; Jamali et al., 2015). The different categories of change in woody plant cover between two dates: increase, decrease and no-change of the vegetation index; highlighted were subjected to overlay analysis in order to establish the sequence of change of the woody plant cover. This is necessary to take into account in the sampling, areas where the increase, decrease and no-change of vegetation index are started in 1986 and continued until 2015 (1986-2015) and those for which it started in 1999 (1999-2015). Figure 3.2 highlights the different categories and sequences of woody plant cover change obtained by image analysis and use for sampling.

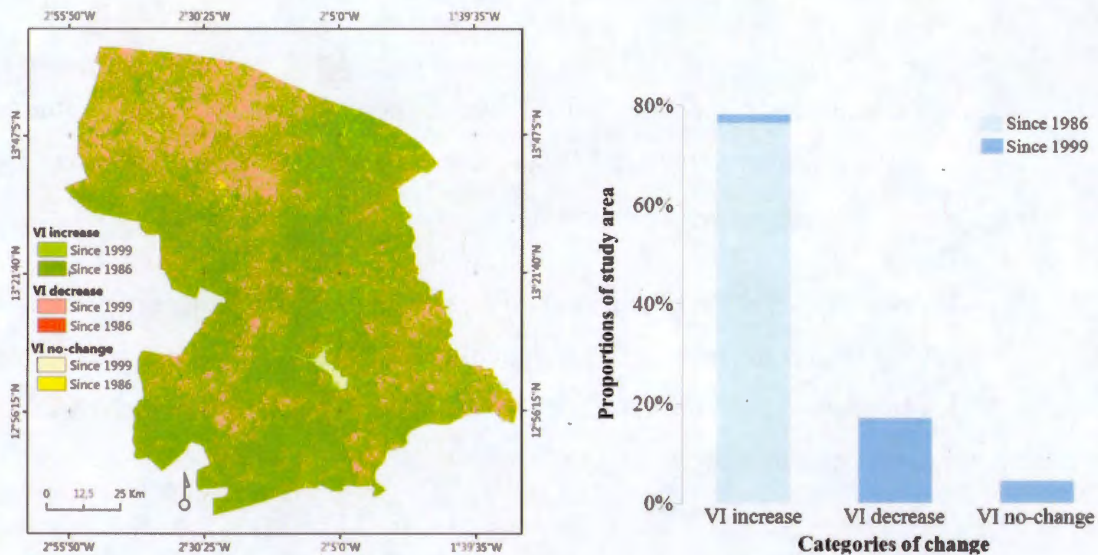


Figure 3.2: Categories and sequences of woody plant cover change.

3.2.3 Sampling

The mapping of the categories and sequences of woody plant cover change is used to define the number of field observation sites. For each category and sequence of woody plant cover change, the number of observation sites (Table 3.1) was calculated using the normal approximation of the binomial distribution using the proportion method (Dagnelie, 1998).

$$n = \frac{U_{1-\alpha/2}^2 \times p(1-p)}{e^2}$$

Where:

- n: the number of observation sites;
- p: the proportion of the considered site;
- e: the margin of error resulting from the estimation of any other parameter

calculated from the observations, a value of 8% is considered;

- $U_{1-\alpha/2}$: the value defined by the normal law according to the desired confidence level, a 95% confidence level value for a value of $U_{1-\alpha/2}=1,96$ is considered.

The spatial distribution of the observation sites is made by a random selection on a set of systematic grid points (400 m x 400 m) covering the entire study area. A number of sites corresponding to the number defined in Table 3.1 is assigned to each category and sequence of change.

Table 3.1: Study sample by category of sequences of tree cover change.

Categories of woody plant cover change	Sequence of change	p	1-p	$U_{1-\alpha/2}^2$	e^2	n	n final
VI increase	Since 1999	1.76%	98.24%	3.8416	0.0064	10	118
	Since 1986	76.38%	23.62%	3.8416	0.0064	108	
VI decrease	Since 1999	17.11%	82.89%	3.8416	0.0064	85	85
	Since 1986	0.08%	99.92%	3.8416	0.0064	0	
VI no-change	Since 1999	4.55%	95.45%	3.8416	0.0064	26	27
	Since 1986	0.13%	99.87%	3.8416	0.0064	1	
Total		100%	-	-	-	230	230

On the observation sites, seventy-two (72) farmers, met on their farms, were interviewed about the land-use practices they are using.

3.2.4 Data

The data used in this study come from the databases described below, as well as field observations and semi-directional interviews. They relate to climatic (rainfall),

environmental (soil and geomorphology) and anthropogenic (land-use, land-cover and land-use practices) variables.

3.2.4.1 Rainfall

Rainfall data for 1950-2015 from five (5) stations of the National Meteorological Agency of Burkina Faso distributed homogeneously over the entire study area are used to monitor the evolution of rainfall (ANAM-BF, 2017). Estimation of the spatial distribution of daily precipitation produced by “Africa Rainfall Climatology” version 2 (ARC2) on a grid of $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (CPC, 2017) are used to analyze the relationship between spatial variation of vegetation index and rainfall on the temporal scale of the study (1986-2015).

3.2.4.2 Soils

Soil data are obtained from the soil map of Burkina Faso at the scale of 1:500 000 (ORSTOM, 1973). Five classes of soils are represented on the observation sites: Ferruginous soils, Sodic soils, Hydromorphic soils, poorly evolved soils and Lithosols.

3.2.4.3 Geomorphology

The data on the geomorphology of the area are obtained by direct observation of the local relief configuration. Three forms of relief are described: shallows (deep terrain), plateau (flat terrain), and mound (relatively higher terrain in the immediate environment).

3.2.4.4 Land-use and land-cover

Land-use and land-cover data are obtained by direct observation and semi-directional interviews with populations in the field. Nine (9) classes of land-use and land-cover are described: agroforestry park, conservation area (classified or protected forest, community forest), riparian forest, shrub savannah, wooded savannah, steppe, bare

land, water surface and habitation.

3.2.4.5 Land-use practices

Land-use practices that are favourable or unfavourable to the regeneration of woody species are identified and described by direct observation and semi-directional interviews with populations in the field. The practices with high potential for woody plant regeneration cover soils and water conservation/soils protection and restoration (SWC/SPR) and agroforestry practices, developed in the Sahel region (Bationo et al., 2012; Mbow et al., 2014; Epule et al., 2017). Land-use practices that may affect the establishment and development of woody plant include: agricultural expansion, bush fire, pasture, urban development, gold panning and wood harvesting.

3.2.5 Data analysis

The evolution of rainfall in the study area is shown by calculating the standardized precipitation index according to the approach developed by Ali et al. (2008) using rainfall data from the Ouahigouya, Yako, Téma-Bokin, Thiou, Séguénéga and Gourcy meteorological stations from 1950 to 2015.

$$SPI^i = \frac{P_R^i - \bar{P}_R}{\sigma_R}$$

With:

- SPI^i is the regional precipitation index for a year i
- P_R^i is the regional precipitation average of the year i
- \bar{P}_R is the inter-annual average of the regional precipitation
- σ_R is the standard deviation of regional precipitation \bar{P}_R

The relationship between woody plant cover change and rainfall is highlighted by regression analysis between spatial variation in vegetation index and the average rainfall over the period 1986-2015 (Hair et al., 2014). The vegetation index data is resampled to match the spatial resolution of rainfall data by using the nearest neighbour's method (Fensholt et al., 2004). The relationship between the categories of woody plant cover change (increase, decrease and no-change of the vegetation index) and environmental, anthropogenic variables is verified by the Chi-Squared test (χ^2) (Hair et al., 2014). Modalities of soil, land-use and land-cover, and land-use practices variables are grouped to have an expected values of at least 5 in cell of the contingency table. The Ferruginous soils, Sodic soils and Hydromorphic soils of the soil variable, poorly represented, are grouped under the name «other soils». The bare land, habitation and water surface of the land-use and land-cover variable are grouped under the name of «no-vegetation» while conservation area, riparian forest, savannah and steppe are grouped under the name of «natural vegetation». The modalities of land-use practices variable are grouped into three classes: Planting/ANR (planting, assisted natural regeneration and fallow), SWC/SPR (animal parking in the farm, earth bund, grass strip, half-moon, mulching, organic amendment, stones dyke barrier, stone row, vegetated earth bund, vegetated stone row, woody strip and zaï), and tree-threatening practices (agricultural expansion, bush fire, pasture, urban development, gold panning and wood harvesting). The first two groups are practices with high potential for woody plant regeneration or agroforestry practices. A correspondence analysis is performed with the dependent variables to bring out the modalities of the environmental and anthropogenic variables characteristic of each category of woody plant cover change.

3.3 Results

3.3.1 Evolution of rainfall in the study area

The standardized precipitation index shows that the study area suffered from the droughts of 1970s-1980s (Fig. 3.3). The wet years of 1950s, which continued into the early 1960s, quickly gave way to a long period of dry years (1970-1980) characterized by a succession of negative rainfall anomalies. A slight recovery of rainfall is observed from the 1990s. This recovery, however, does not show a clear trend and is characterized by an alternation of positive and negative rainfall anomalies until 2005 when a regularity of rainy years seems to settle down (Fig. 3.3).

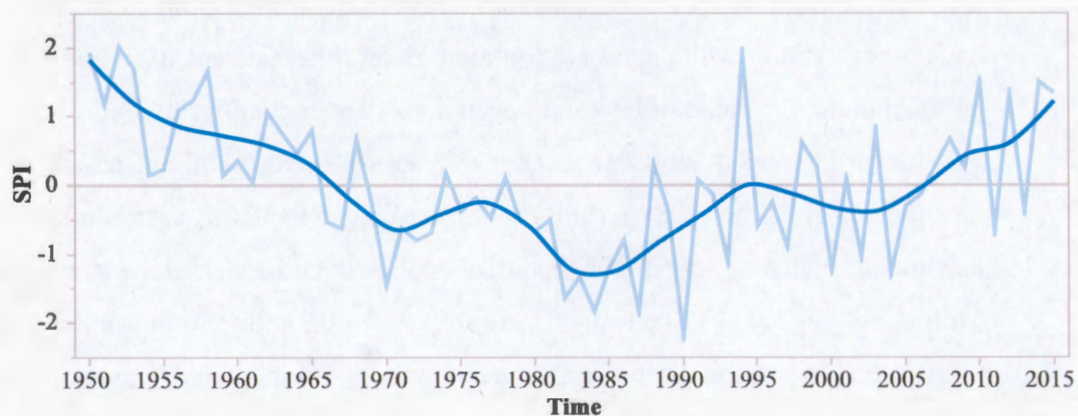


Figure 3.3: Standardized Precipitation Index (SPI) for the study area, 1950-2015 period.

3.3.2 Environmental characteristics of observed sites

The observed sites are based on five (5) soil classes dominated by the poorly evolved soils (Table 3.2). The latter accounts for 55% of sites located where vegetation index increase, 62% of sites where vegetation index decrease, and 56% of sites with a vegetation index remained no-change.

The geomorphological characteristics of the observed sites shows a predominance of

the plateaus which shelter 53% of sites where vegetation index increase, 53% of sites where vegetation index decrease and 70% of sites where vegetation index remains no-change. However, a rather remarkable number (45%) of sites where vegetation index decrease is observed on mounds (Table 3.2).

Table 3.2: Environmental characteristics of observed sites by category of tree cover change

Environmental variables	Categories of woody plant cover change						Total	
	VI increase		VI decrease		VI no-change		Number	%
	Number	%	Number	%	Number	%		
Soils								
Ferruginous soils	11	9%	12	14%	2	7%	25	11%
Hydromorphic soils	17	14%	8	9%	5	19%	30	13%
Lithosols	24	20%	10	12%	5	19%	39	17%
Poorly evolved soils	65	55%	53	62%	15	56%	133	58%
Sodic soils	1	1%	2	2%		0%	3	1%
Total	118	100%	85	100%	27	100%	230	100%
Geomorphology								
Mounds	35	30%	38	45%	5	19%	78	34%
Plateaus	62	52%	45	53%	19	70%	126	55%
Shallows	21	18%	2	2%	3	11%	26	11%
Total	118	100%	85	100%	27	100%	230	100%

Ferruginous soils: are characterized by an individualization of the sesquioxides of iron and manganese which gives them a hue in the range of 7.5 YR and 10 YR, a massive structure of horizons A and B, a possible presence of indurated horizon in cuirass or carapace, a rapid decomposition of the organic matter, a poverty in mineral elements / **Sodic soils:** are soils whose evolution is dominated by the presence of soluble salts (chlorides, sulphates, carbonates, bicarbonates of sodium and / or magnesium) or by the presence of exchangeable sodium (and / or magnesium) with appearance of a massive, diffuse structure and a high compactness / **Hydromorphic soils:** are soils whose characters are due to an evolution dominated by the effect of an excess of water because of a temporary or permanent waterlogging of part or all the profile / **Poorly evolved soils:** are soils with AC profile characterized by a low mineral alteration and low organic matter content / **Lithosols:** are soils with (A)C, (A)R, or R profile characterized by a mineral matter that remains in the raw state often mechanically fragmented with a virtual absence of organic matter (CPCS, 1967; Cardarelli, 2008).

3.3.3 Landscape characteristics of observed sites

On a landscape level, nine land-use and land-cover classes are observed on all sites (Table 3.3). The distribution of classes by category of woody plant cover change shows that agroforestry park (55%) and shrub savannah (26%) dominate sites with increasing vegetation index. On sites with decreasing vegetation index, the most represented classes are bare land (51%) and agroforestry park (26%), while bare land (44%), water surface (19%) and habitation area (15%) dominate on sites with no-change vegetation index.

Table 3.3: Landscape characteristics of observed sites by category of woody plant cover change

Land use, land cover	Categories of woody plant cover change						Total	
	VI increase		VI decrease		VI no-change		Number	%
	Number	%	Number	%	Number	%		
Agroforestry park	65	55%	22	26%	2	7%	89	39%
Bare land	3	3%	43	51%	12	44%	58	25%
Conservated area	8	7%	2	2%		0%	10	4%
Habitation	2	2%	6	7%	4	15%	12	5%
Riparian forest	2	2%		0%	2	7%	4	2%
Shrub savannah	31	26%	6	7%	2	7%	39	17%
Steppe	5	4%	6	7%		0%	11	5%
Tree savannah	1	1%		0%		0%	1	0%
Water surfaces	1	1%		0%	5	19%	6	3%
Total	118	100%	85	100%	28	104%	230	100%

3.3.4 Land-use practices

Field observations and interviews reveal fifteen (15) practices with high potential for woody plant regeneration and six (6) practices with high risk for woody plant deterioration. The description and role in the regeneration or deterioration of the woody

plant cover of all practices has been documented in the literature and from our experience, and is presented in Appendice A.

The highest frequencies of practices with high potential for woody plant regeneration are observed in areas with increasing vegetation index (Fig. 3.4). Assisted natural regeneration and zaï are the most commonly observed practices.

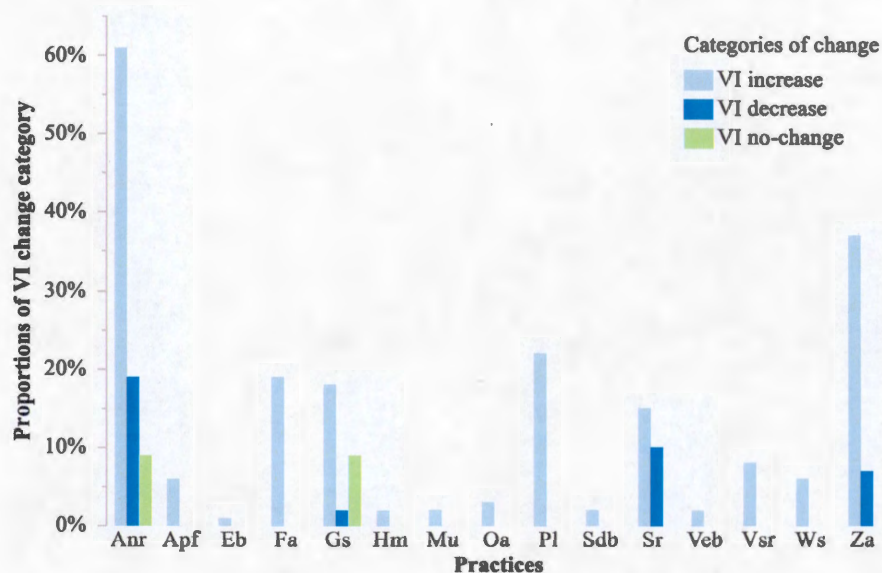


Figure 3.4: Frequencies of practices with high potential for woody plant regeneration by category of woody plant cover change.

Anr: Assisted natural regeneration; **Apf:** Animal parking in the farm; **Eb:** Earth bund; **Fa:** Fallow; **Gs:** Grass strip; **Hm:** Half-moon; **Mu:** Mulching; **Oa:** Organic amendment; **Pl:** Planting; **Sdb:** Stones dyke barrier; **Sr:** Stones row; **Veb:** Vegetated earth bund; **Vsr:** Vegetated stones row; **Ws:** Woody strip; **Za:** Zaï.

Practices with high potential for woody plant regeneration are generally combined (Table 3.4). Thirty-nine (39) combinations of practices were observed, of which thirty-eight (38) were observed on 47% of sites where vegetation index increase.

Table 3.4: Description and frequency of combination of high potential practices of tree regeneration observed.

N° Combinations	Practices						Number the combination is observed		
							VI increase	VI decrease	VI no-change
1	Anr	Mu	Gs	Sr	Hm	Za	1		
2	Anr	Pl	Gs	Sr	Za		1		
3	Anr	Pl	Gs	Vsr	Za		2		
4	Anr	Pl	Ws	Vsr	Za		1		
5	Anr	Apf	Pl	Sr			1		
6	Anr	Apf	Sr	Za			1		
7	Anr	Apf	Vsr	Za			1		
8	Anr	Fa	Pl	Za			1		
9	Anr	Gs	Ws	Za			1		
10	Anr	Pl	Gs	Sr			1		
11	Anr	Mu	Gs	Za			1		
12	Anr	Pl	Gs	Za			1		
13	Anr	Pl	Sr	Za			2		
14	Anr	Pl	Vsr	Za			1		
15	Anr	Sdb	Eb	Sr			1		
16	Anr	Sr	Hm	Za			1		
17	Anr	Apf	Pl				2		
18	Anr	Apf	Sr				2		
19	Anr	Fa	Ws				1		
20	Anr	Fa	Za				1		
21	Anr	Gs	Sr					1	
22	Anr	Gs	Vsr				1		
23	Anr	Gs	Ws				2		
24	Anr	Gs	Za				3		
25	Anr	Oa	Gs				1		
26	Anr	Oa	Veb				1		
27	Anr	Pl	Gs				1		
28	Anr	Pl	Oa				1		
29	Anr	Pl	Za				3		
30	Anr	Sr	Za				2	2	
31	Anr	Veb	Za				1		
32	Anr	Vsr	Za				3		
33	Anr	Gs					2		1
34	Anr	Oa					1		
35	Anr	Pl					2		
36	Anr	Ws					2		
37	Anr	Za					2	1	
38	Fa	Gs					1		
39	Fa	Sr					2		
Total number of combinations							55	4	1
Frequency on the total number of sample							47%	5%	4%

Anr: Assisted natural regeneration; **Apf:** Animal parking in the farm; **Eb:** Earth bunds; **Fa:** Fallow; **Gs:** Grass strips; **Hm:** Half-moons; **Mu:** Mulching; **Oa:** Organic amendments; **Pl:** Planting; **Sdb:** Stones dyke barrier; **Sr:** Stones row; **Veb:** Vegetated earth bunds; **Vsr:** Vegetated Stones row; **Ws:** Woody strips; **Za:** Zaï.

Plantations and ANR on one side, and zaï, grass strip, and stones row on the other side are the most involved practices in combinations. Figure 3.5 shows the number of times the practice has been observed in combination with other practices as a percentage of the number of observations made in each category of woody plant cover change. Practices with high potential for woody plant regeneration are particularly implemented in agroforestry park with frequencies of 95% and 68% respectively for Planting/ANR and SWC/SPR practice groups (Fig. 3.6).

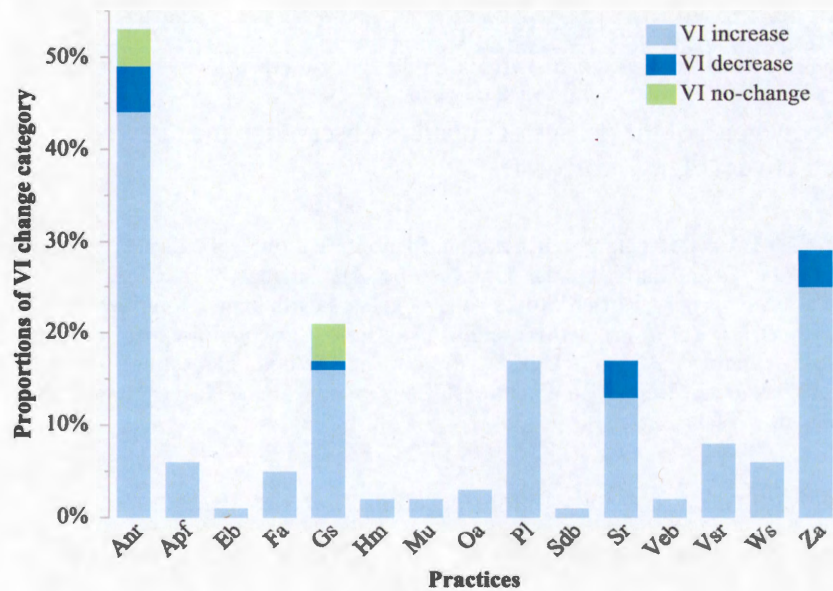


Figure 3.5: Frequencies of practices participating in combinations based on the sample size of the VI change category

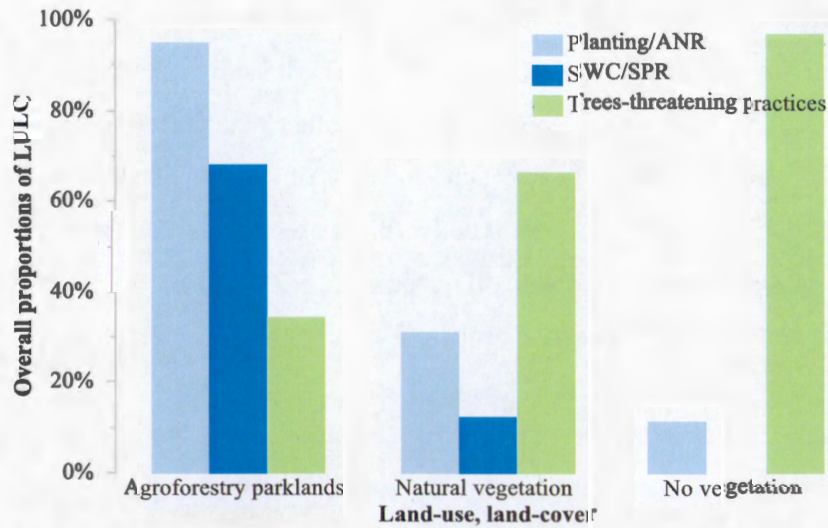


Figure 3.6: Frequencies of the groups of practices observed in the different land-use, land-cover (LULC) categories.

Planting/ANR: Assisted natural regeneration, Planting, Fallow // **SWC/SPR :** Animal parking in the field, Earth bunds, Grass strips, Half-moons, Mulching, Organic amendments, Stones dyke barrier, Stones row, Vegetated earth bunds, Vegetated Stones row, Woody strips, Zai // **Trees-threatening practices:** Agricultural expansion, Bush fires, Gold panning, Pasture, Urban development, Wood harvesting// **Natural vegetation:** Savannah, Steppe, Riparian forest, Conservation area // **No-vegetation:** Bare land, Habitation, Water surface.

Practices with high risk for woody plant degradation are best illustrated in areas with decreasing or no-changed vegetation index (Fig. 3.7). Wood harvesting, pasture and urban development are the commonly observed practices. They are most observed in natural vegetation and no-vegetation areas (Fig. 3.6).

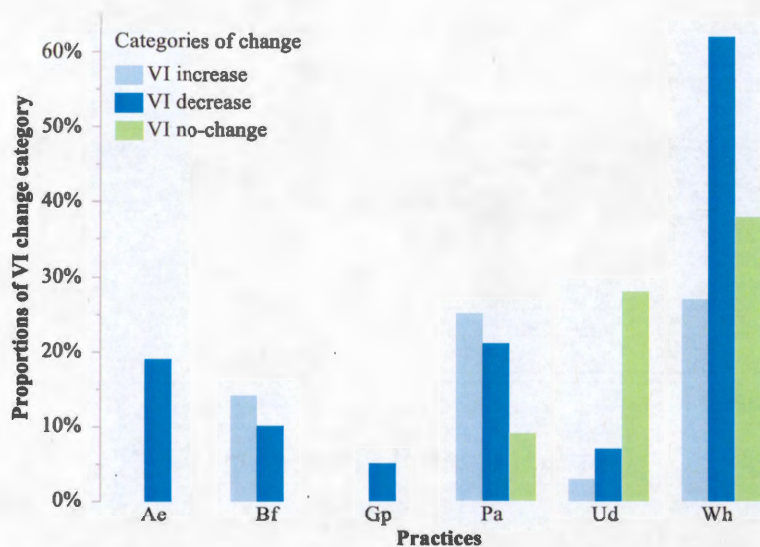


Figure 3.7: Frequencies of practices with high risk for woody plant deterioration by category of woody plant cover change.

Ae: Agricultural expansion; **Bf:** Bush fires; **Gp:** Gold panning; **Pa:** Pasture; **Ud:** Urban development; **Wh:** Wood harvesting.

3.3.5 Relationship between woody plant cover change and rainfall

The linear regression analysis between the change in the vegetation index and the annual rainfall mean recorded between 1986-2015 shows that the percentage of variability in vegetation index explained by rainfall is low (Fig. 3.8). The coefficient of determination of the linear regression model $R^2 = 0.09$ with a degree of overall significance $p < 0,0001^*$ associated to the model. In other words, 91% of the variability in the vegetation index is explained by other factors. This fully justifies exploring the other factors.

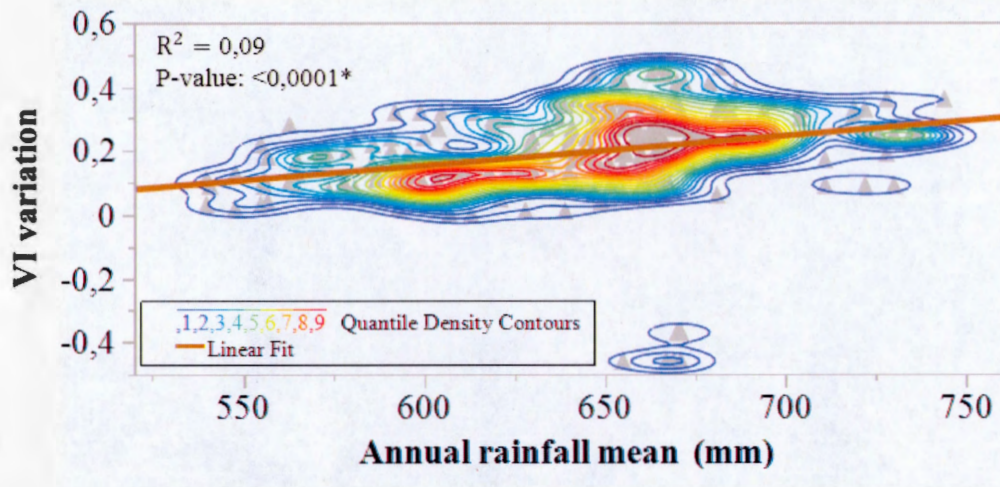


Figure 3.8: Relationship between spatial variation of vegetation index (VI) and the annual rainfall mean between 1986-2015.

3.3.6 Relationship between woody plant cover change and environmental / anthropogenic variables.

The Chi-Squared independence tests between the categories of woody plant cover change and the environmental and anthropogenic variables shows that the evolution of the wood plant cover strongly depends on factors such as the geomorphology of the area ($p = 0.0018^*$), land-use and land-cover ($p < 0,0001^*$) and land-use practices ($p < 0,0001^*$) (Table 3. 5). Anthropogenic variables are best correlated with changes in woody plant cover with the lowest probability values. The dependence between the categories of woody plant cover change and soil classes, on the other hand, is not proven to go well beyond the limit of $p = 0.05$ (Table 3. 5).

Table 3.5: Independence test between categories of woody plant cover change and environmental and anthropogenic variables.

Environmental and anthropogenic variables	Pearson's Chi-Squared test (χ^2) according to the categories of woody plant cover change:	
	VI increase, VI decrease, VI no-change	
	ChiSquare	Prob>ChiSq
Soils	2.704	0.6084
Geomorphology	17.219	0.0018*
Land-use, land-cover	93.837	<0.0001*
Land-use practices	160.818	<0.0001*

3.3.6.1 Woody plant cover change and geomorphology

The difference in the independence of the correspondence analysis is explained at 83% by the dimension 1 of the graph which contrasts the sites in decrease of vegetation index with those in increase and no-change of vegetation index (Fig. 3.9). Dimension 2, which explains 17% of the difference in the independence, contrasts sites with an increase of vegetation index with those with vegetation index no-change. The distribution of the modalities of the two variables shows that the decrease in the vegetation index is observed preferentially on the mounds while the shallows are the places of preference for vegetation index increase (Fig. 3.9).

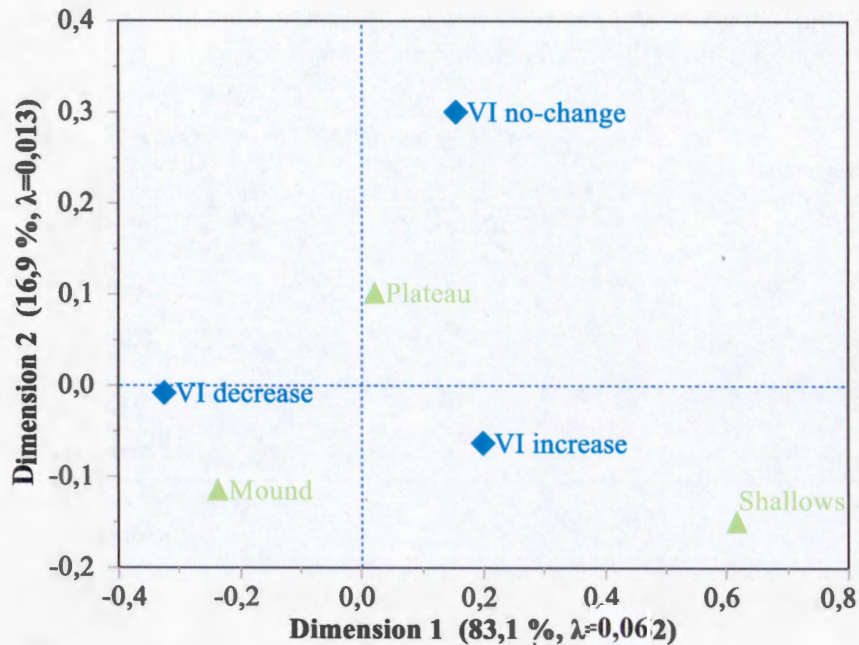


Figure 3.9: Correspondence Analysis between woody plant cover change and geomorphology

3.3.6.2 Woody plant cover change and land-use, land-cover

The correspondence analysis shows that the sites with increasing vegetation index are opposed to those with decreasing and no-changed vegetation index by the dimension 1 which explains 99% of total inertia (Fig. 3.10). The distribution of the modalities of the two variables shows that the increase in the vegetation index is more attached to agroforestry park but also to natural vegetation (steppes, savannah, riparian forest, or conservation area) (Fig. 3.10). The decrease and no-change of the vegetation index, on the other hand, is preferably observed on no-vegetation area (habitation area, bare land and water surface) (Fig. 3.10).

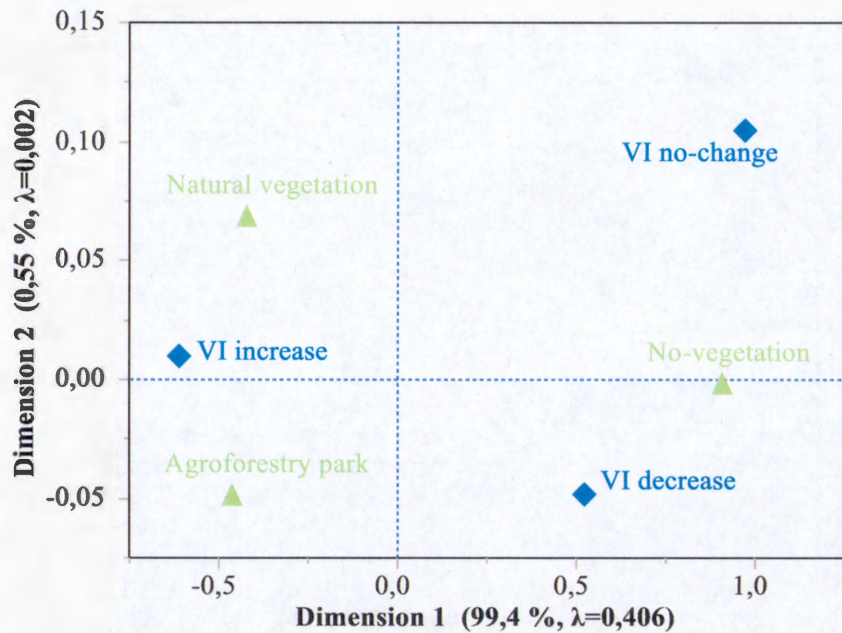


Figure 3.10: Correspondence Analysis between categories of woody plant cover change and land-use, land-cover.

Natural vegetation: Savannah, Steppe, Riparian forest, Conservation area // **No-vegetation:** Bare land, Habitation, Water surface.

3.3.6.3 Woody plant cover change and land-use practices

The sites in increase of vegetation index are opposed to those in decrease and no-change of the vegetation index by the dimension 1 of the graph of correspondence analysis which explains the quasi-totality of the total inertia observed (Fig. 3.11). The sites in increase of vegetation index are characterized by the SWC/SPR and Plantation/ANR practice groups (Fig. 3.11), dominated by the practices of zai, stones row, grass strips on one side, and planting and assisted natural regeneration on the other (Fig. 3.4). Otherwise, practices with high potential for wood degradation characterize sites with decreasing and no-changed vegetation index (Fig. 3.11).

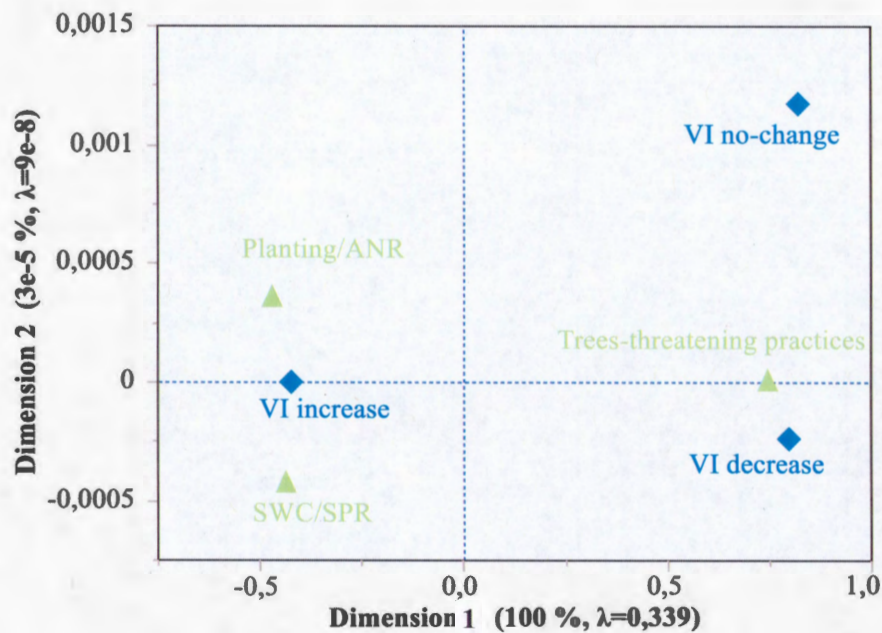


Figure 3.11: Correspondence Analysis between woody plant cover change and land-use practices.

Planting/ANR: Assisted natural regeneration, Planting, Fallow // **SWC/SPR:** Animal parking in the field, Earth bunds, Grass strips, Half-moons, Mulching, Organic amendments, Stones dyke barrier, Stones row, Vegetated earth bunds, Vegetated Stones row, Woody strips, Zai // **Practices threatening trees:** Agricultural expansion, Bush fires, Gold panning, Pasture, Urban development, Wood harvesting

3.4 Discussion

The results of this study show a strong dependence between changes in woody plant cover and variables such as the geomorphology of the area, land-use and land-cover, and land-use practices, in order of increasing importance.

The decrease of woody plant cover is observed preferentially on the mounds, while the shallows are the preferred areas of improvement of woody plant cover. This emergence of vegetation at the bottom of the slope at the expense of heights is widely observed in many landscapes (Deblauwe et al., 2012; Sherratt, 2015; Baartman et al., 2018). Lateral

drainage and accumulation of sediment, nutrients and water at the bottom of slopes are favourable to plant germination, survival and development (Gerardin and Ducruc, 1990; Xu et al., 2017).

The improvement of woody plant cover in agroforestry parks is facilitated by the forestry potential of agricultural practices (SWC/SPR) largely developed in the Sahel after the 1970s-1980s droughts to cope with climatic and environmental constraints (Reij et al. 2005; Botoni and Reij 2009; Reij et al. 2009). The improvement of woody plant cover can also be explained by the growing awareness of the socio-economic and ecological roles of ligneous plants in adaptation to climate change (diversification of income sources, food, energy, crafts, soil fertility, spirituality, climate regulation, etc.) (Verchot et al., 2007; Brandt et al., 2016; Sidibé et al., 2017; Dollinger and Shibu, 2018; Sanou et al., 2019). In addition, the scarcity of forest reserves with forest products (woody and not) (FAO, 2010), has led people to plant and/or maintain woody trees on their farms. Trees on farms are therefore increasingly included in the family patrimony on which the farmer exercises a right of ownership. Woody species such as *Piliostigma reticulatum* and *Guiera senegalensis* once marginalized are valued and help to protect and restore soil fertility on farms (Bationo, et al., 2012).

Land-use and land-cover, and land-use practices are anthropogenic variables that fall under land management forms and are interrelated (Breu et al., 2011). They reflect the human will and reveal the important role of man in the evolution of the ecological trajectory of ecosystems (Alberti et al., 2011; Carter et al., 2014; Hull et al., 2015). In many situations, man is perceived as a factor of degradation because of the pressures he exerts on natural resources (Ghazoul, 2013; Shoko et al., 2015). However, despite an increase in the population of the study area (INSD, 2016), the area is experiencing an improvement in woody plant cover since the end of 1970s-1980s droughts. This trend observed in this part of the Sahelian area, composed mainly of agropastoralists, testifies to the strong resilience and adaptability of the populations (Kandji et al., 2006;

Mortimore, 2010; Epule et al., 2017; Vignaroli, 2017). The human, socio-economic and environmental damages of the 1970s-1980s droughts (Durand, 1977; Agnew and Chappell, 1999; Bonneau, 2010; Brandt et al., 2014a; Doso-Jnr, 2014) have quickly forced people to improve their production and natural resources management of systems (Reij et al., 2005; Olsson et al., 2005; Reij and Garrity, 2016). The agricultural practices described above, which have a high potential for woody plant regeneration, have been developed and characterize the areas in improvement of woody plant cover. Although practices that compromise the establishment and development of trees are also observed in these areas (improving woody plant cover), they are not important enough to lead to degradation. Conversely, in areas with decreasing woody plant cover, practices with high potential for woody plant regeneration are sometimes observed but are not important enough to prevent degradation. As in any socio-ecological system, the dynamics of the area operates according to the state of the system in the direction of the dominant variables (uncontrolled natural phenomena and management decisions) (Petrosillo et al., 2015; Elsayah et al., 2017).

The lack of correlation between changes in woody plant cover and rainfall observed in this study is also observed elsewhere (Bégué et al., 2011; Huber et al., 2011; Zida et al., 2019a). Similar results were observed in the Sudano-Sahelian area in Mali by Bégué et al. (2011), which show a lack of a clear trend of recovery of rainfall with, however, a strong increase in the vegetation index between 1982-2006. The same observation is made for a large part of Senegal which records between 1982-2007, a significant greening with however a non-significant increase in rainfall (Huber et al., 2011). These results suggest that above a minimum rainfall threshold, agrosylvopastoral and socio-ecological practices further determine woody plant regeneration. Water availability remains one of the determining factors in the development of plants in the Sahel (Kandji et al., 2006; Doso-Jnr, 2014; Epule et al., 2014). A deterioration in floristic diversity was observed in the Sahel after 1970s-1980s drought compared to the pre-drought situation (Gonzalez et al., 2012; Epule et al., 2014). Plants are therefore

not insensitive to the resumption of rainfall, but once a minimum threshold is reached, its effect is eclipsed by that of land-use and management practices. The improvement of plant cover on natural vegetation more prone to degradation actions is moreover to be attributed to the pedoclimatic conditions mainly. This confirms the results and observations of other authors (Borja, 2014; Bose et al., 2016; Brandt et al., 2018).

Although the dependence between changes in woody plant cover in agrosystems and the pedoclimatic factors is not statistically significant, they are crucial in the dynamics of flora and vegetation (Borja, 2014; Bose et al., 2016). The soil serves as a support, a reservoir of water and provides the mineral elements necessary for plant growth (Benjamin et al., 2003; Gregory and Nortcliff, 2013; Rovero, 2017). Kusserow (2017) has concluded in his work that soil types are mainly responsible for the recovery of vegetation in the African Sahel. The dominance of a single soil class (Poorly evolved soils) in the study area could justify the independence between soils and change in woody plant cover observed.

3.5 Conclusion

In agrosystems, rainfall alone is not sufficient to explain the dynamics of woody plant cover. Agricultural and social practices related to the dynamics of farmer perceptions play a key role. These practices can be more decisive than rainfall in the establishment and development of woody plants. This highlights the central role of man in the fight against desertification and land degradation. Practices with high potential for woody plant regeneration are commonly observed throughout the study area even in areas of decreased woody plant cover. But on the latter, harmful practices to tree development are more important and lead to degradation. Containing these harmful practices could stimulate the woody plant regeneration of these areas on which the practices with high potential of woody plant regeneration are already implemented. It is therefore important, in order to optimise actions to combat deforestation and land degradation,

that the factors likely to influence the adoption of the land-use practices highlighted in this study be explored for a better understanding of the underlying causes of their adoptions. One hypothesis would be socio-economic conditions. The cost of practices, the land status of farms (inheritance, donation, lending and purchase of land), the level of poverty and education of farmers, seem to us to be rather important factors to take into account.

3.6 Acknowledgments

We thank the Canadian Francophonie Scholarship Program (CFSP) and the Conflict and Cooperation over Natural Resources in Developing Countries (CoCooN) Program of Dutch Cooperation for their financial support. We would like also to thank Emmanuel Amoah Boakye, Michel Ouédraogo and reviewers for their insightful comments and suggestions.

CHAPITRE IV

ASSESSMENT OF REGREENED AGROSYSTEMS WOOD PLANT DIVERSITY AFTER 1970-1980 DROUGHTS IN THE SAHELIAN AREA OF BURKINA FASO

Wendpouiré Arnaud ZIDA^{1,2*}, Babou Andre BATIONO², Jean-Philippe WAAUB³

¹Institute of Environmental Sciences, University of Quebec in Montreal, 201, avenue du Président-Kennedy, Montréal, Québec, H2X 3Y7

²Institute of Environmental and Agricultural Research, Burkina Faso, INERA, DEF, 04 BP 8645 Ouagadougou 04, Burkina Faso.

³Department of Geography, University of Quebec in Montreal, CP 8888 succ. Centre-Ville, Montreal, Quebec, H3C 3P8

*Corresponding author

Article scientifique soumis à la revue *Environmental Conservation* sous l'identifiant EC-19-08-167.

Abstract

Droughts and land degradation are major ecological problems in the Sahel. They result in the loss of biodiversity and ecosystem services with serious implications for human well-beings. Sustainable management of forest resources requires vegetation monitoring to better understand habitat and species dynamics. This is more urgent in the Sahel, which has seen an improvement in plant cover since the end of 1970s-1980s droughts. The purpose of this study is to assess the woody floristic composition of regreened agrosystems after 1970s-1980s droughts in Burkina Faso. 148 vegetation survey plots were carried out in the areas with increasing woody plant cover and conservation areas. A total number of 71 species, distributed into 51 genera grouped into 23 families, are identified. Compared to the pre-drought flora situation, as documented in the literature, our measurements show a decline in the diversity and density of woody species. The species of Combretaceae family and thorny of *Acacia* and *Balanites* genera, more tolerant to drought are the most dominant, indicating a post-drought woody vegetation more resistant to water stress. An increased presence of food-producing species is observed in agroforestry parks and also seems to reflect a dynamic oriented towards the adaptation needs of populations.

Keywords: Biodiversity, Vegetation Surveys, Sahel Regreening, Drought, Land degradation.

Résumé

Les sécheresses et la dégradation des terres sont des problématiques majeures au Sahel. Elles entraînent la perte de la biodiversité et des services écosystémiques avec de graves répercussions sur le bien-être humain. La gestion durable des ressources forestières exige un suivi de la végétation pour mieux comprendre la dynamique des habitats et des espèces à des fins d'élaboration ou d'évaluation des politiques de gestion de la biodiversité. Cela est d'autant plus urgent au Sahel qui connaît une amélioration du couvert végétal depuis la fin des sécheresses des années 1970-1980. L'objet de cette étude est donc d'évaluer la composition floristique ligneuse des agrosystèmes reverdis après les sécheresses des années 1970-1980 en zone sahélienne du Burkina Faso. 148 relevés de végétation sont effectués dans des zones en amélioration du couvert végétal forestier et des zones conservées. Au total, 71 espèces, réparties en 23 familles et 51 genres, sont identifiées. Comparé à la situation de la flore pré-sécheresse, telle que documentée dans la littérature, nos mesures dans la zone d'étude montrent un déclin de la diversité et de la densité des espèces ligneuses. Les espèces de la famille des Combretaceae et des épineux des genres *Acacia* et *Balanites*, plus tolérantes aux sécheresses sont les plus dominantes de la zone, ce qui indique une végétation ligneuse post-sécheresse plus résistante aux stress hydriques. Une présence accrue d'espèces pourvoyeuses de produits alimentaires est observée dans les parcs agroforestiers et traduit également une dynamique orientée vers les besoins d'adaptation des populations.

Mots clés: Biodiversité, Relevés floristiques, Reverdissement du Sahel, Sécheresse, Dégradation des terres.

4.1 Introduction

Phylogenetic resources are in perpetual evolution and transformation in the face of constraints and changes affecting their environment (climate, predation, parasites, resources, etc.) (Mortimore, 2016; Vaughan *et al.*, 2001). In the Sahel, this evolution may be more or less rapid because of the great instability of the climate (Hulme, 2001; Ali *et al.*, 2008). Repeated droughts have been observed and, the most recent are those of the years 1910s, 1940s and 1970s-1980s (Ozer *et al.*, 2010). The 1970s-1980s droughts, in terms of its duration and severity, had devastating environmental consequences (Lebel and Ali, 2009; Ozer *et al.*, 2010; Steinig *et al.*, 2018). Woody plant cover experienced a significant reduction (Brandt *et al.*, 2016). The causes are both climatic with the water deficit over several successive years and the increase in temperatures, and anthropogenic with the expansion of the cultivated areas, the increase of the demand for firewood, overgrazing, etc. (D'odorico *et al.*, 2013; Kandji *et al.*, 2006; Sissoko *et al.*, 2011; Vincke *et al.*, 2009).

Since the end of 1970s-1980s droughts, several environmental monitoring studies carried out in the Sahel show a remarkable improvement in plant cover (Brandt *et al.*, 2014b; Epule *et al.*, 2014; Sendzimir *et al.*, 2011; Zida *et al.*, 2019a). However, scientific literature on the nature of woody plant species that develop and colonize the regreened Sahelian agrosystems is rare. A study on the local population perceptions of woody plant species evolution after 1970s-1980s droughts was carried out by Sop and Oldeland (2013) in the northern part of Burkina Faso. But this study needs to be supplemented by ecological field data. It is precisely this gap that our study wishes to fill by adopting an integrative approach and focusing on the woody floristic composition of areas in regreening. Remote sensing is used to identify areas in improving woody plant cover, and vegetation surveys were subsequently conducted to characterize woody plant species that grew in these areas. Does the regreening occur with a change in the floristic composition of the area? This question needs to be

clarified because of the important role that Sahelian wood plants play in the sustainability of production systems and the improvement of the livelihoods of the populations (Brandt *et al.*, 2016; Breman and Kessler, 1997; Dollinger and Shibu, 2018; Harris *et al.*, 2006; Jose, 2009; Sidibé *et al.*, 2017).

Sustainable management of dryland forest resources in arid areas is an urgent global challenge (Dijk and Bose, 2016; Sattout and Caligari, 2011). Arid areas account for 41% of the world's land surface and have about 2 billion people, mostly rural, whose survival depends on trees and dry forests (Dijk and Bose, 2016; EEM, 2005). From this point of view, monitoring of agrosystems is important to better understand the dynamics of habitats and associated species (threatened or rare species and habitats, evolution trends, status and threats to species and habitats, etc.) (Antos and Parish, 2002; Sattout and Caligari, 2011). It is an essential step in the development or evaluation of biodiversity management policies (Antos and Parish, 2002; Sattout and Caligari, 2011).

The purpose of this study is to assess the woody floristic composition of regreened agrosystems after 1970s-1980s droughts in the Northern Region of Burkina Faso. The study is carried out by integrating the conservation areas since the pre-drought period, in order to have a more complete floristic procession. The woody plants of regreened agrosystems are also described by distinguishing natural vegetation (savannas, steppes, riparian forests) and agroforestry areas to see if specific plant communities accompany each type of land use and land cover (conservation areas, natural vegetation's and agroforestry parks). These primary data were supplemented by a bibliographic search to discuss the evolution of the woody flora of the area.

4.2 Methodology

4.2.1 Study area

The study was conducted in the Sudano-Sahelian climate area of the Northern Region of Burkina Faso (Fig. 4.1). It is located between latitudes 12°38' and 14°02' North and longitudes 1°33' and 2°55' West, and covers an area of 13 950 km². The climatic conditions of the area are very unstable with a low average annual rainfall varying around 700 mm/year (ANAM-BF, 2019). Administratively, the area is composed of the Provinces of Loroum, Passoré, Yatenga, and Zondoma.

4.2.2 Location of areas with increasing woody plant cover

The approach used is described in Zida *et al.* (2019a). The important elements for this paper are set out below. The evolution of woody plant cover is monitored by remote sensing using a series of satellite images from 1986, 1999 and 2015 of 30 m spatial resolution from the Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ and Landsat 8 OLI/TIRS sensors (USGS, 2017). Images at the beginning of the dry season (October, November) are analysed to discriminate against herbaceous plants and crops. This period marks the end of the vegetative stage of herbaceous plants and crops and a persistence of the vegetative stage in almost all the Sahelian woody species (Hiernaux *et al.*, 1994; Brandt *et al.*, 2016). The atmospheric and terrain effects on the images are corrected using ATCOR Ground Reflectance algorithm of PCI Geomatica 2017. The Enhanced Vegetation Index (EVI) is used to monitor changes in vegetation cover (Zida *et al.*, 2019a). It has the advantage of integrating wavelength in blue, a soil reflectance correction factor and aerosol scattering correction coefficients to correct the variation of the solar angle of incidence and reduce the atmospheric effects as well as the signals emitted by the soil below the vegetation (Huete, 1988; Huete *et al.*, 2002). This improves the accuracy of multi-date image comparisons taken at different times of the day under different soil and atmospheric conditions (Huete, 1988; Huete *et al.*, 2002).

$$EVI = G \times \frac{(\rho_{nir} - \rho_r)}{(\rho_{nir} + C1 \times \rho_r - C2 \times \rho_b + L)}$$

Where:

- ρ_{nir} : pixel values of the near-infrared band
- ρ_r : pixel values of the red band
- ρ_b : pixel values of the blue band
- G: gain factor, $G = 2.5$
- L: ground reflectance correction factor, $L = 0.5$
- C1 et C2: correction coefficients of the aerosol diffusions, $C1 = 6$, $C2 = 7.5$

The differencing method of EVI, using a pixel-by-pixel comparison is used to detect change in woody plant cover (Gandhi *et al.*, 2015; Jamali *et al.*, 2015). Areas with increasing woody plant cover between two dates highlighted have been subjected to overlay analysis in order to establish the change sequences of the vegetation cover. This made it possible to identify and take into account in the study sample, the areas whose woody plant cover increased since 1986 and continued until 2015 (1986-2015) and those for which it started in 1999 (1999-2015). Figure 4.1 shows the different sequences of woody plant cover improvement obtained by image analysis.

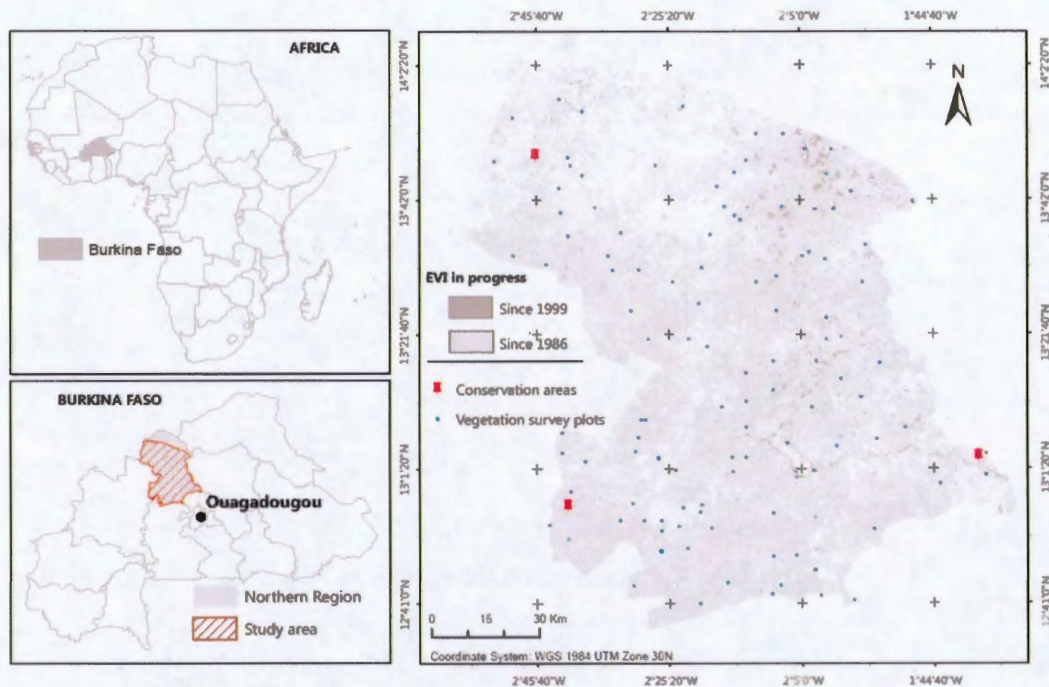


Figure 4.1: Study area and location of sequences of woody plant cover improvement.

4.2.3 Sampling

The mapping of the sequences of woody plant cover improvement produced is used to define the number of plots to be inventoried. For each sequence, it was calculated using the normal approximation of the binomial distribution (Dagnelie, 1998).

$$n = \frac{U_{1-\alpha/2}^2 \times p(1-p)}{e^2}$$

Where:

- n: the number of vegetation survey plots;
- p: the proportion of the considered sequence of woody plant cover

improvement;

- e: the margin of error, a value of 8% is considered;
- $U_{1-\alpha/2}$: the value defined by the normal law according to the desired confidence level, a 95% confidence level value for a value of $U_{1-\alpha/2} = 1,96$ is considered.

118 vegetation survey plots are inventoried on areas with increasing woody plant cover (Table 4.1), of which 61 correspond to agroforestry parks and 57 to natural vegetation (savannas, steppes, riparian forests).

The spatial distribution of the vegetation survey plots is made according to a random selection on a set of systematic grid points (400 m x 400 m) covering the entire area with increasing woody plant cover. A number of vegetation survey plots corresponding to the number defined in Table 4.1 is assigned to each sequence of woody plant cover improvement.

Table 4.1: Study sample by sequence of woody plant cover improvement.

Category of plant cover change	Sequence of change	p	1-p	$U_{1-\alpha/2}^2$	e^2	n	n final
VI in progress	Since 1999	1.76%	98.24%	3.8416	0.0064	10	118
	Since 1986	76.38%	23.62%	3.8416	0.0064	108	
Total		-	-	-	-	118	118

In addition to the areas with increasing woody plant cover, 30 elementary vegetation surveys equally distributed over 3 conservation areas dating from the period before the droughts of the 1970s-1980s are conducted. These conservation areas are composed of classified forest, sacred forest and community forest. These areas are selected on the recommendation of the forest services of the Ministry of Environment of Burkina Faso

because of their relative good state of conservation.

Circular vegetation survey plots of 25 m radius, that is 1 963.5 m² of area, are used for the inventory of woody flora. All trees and shrubs of diameter at breast height (dbh) \geq 5 cm are systematically inventoried and identified according to the nomenclature of Thiombiano *et al.* (2012). The number of feet of each species (N), the dbh of feet and the habitat type (natural vegetation's or agroforestry parks) of the vegetation survey site are also recorded.

4.2.4 Data analysis

The data analysis consisted of describing the floristic composition and characterizing the ecological status of the species based on the relative abundance of the species and the conservation status of the species according to the IUCN (2019).

The floristic diversity of survey plots and habitats is assessed by calculating the Species richness (S), the Simpson's diversity index (D'), the Shannon-Weaver diversity index (H'), and the Pielou's evenness index (J') (Kindt and Coe, 2005; Magurran, 2005; Kempton, 2006; Marcon, 2017):

- Species richness (S)

$$S=n$$

- Simpson's diversity index (D')

$$D' = 1 - \sum p_i^2$$

- Shannon-Weaver diversity index (H')

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

- Pielou's evenness index (J')

$$J' = H' / \log_2 S$$

Where:

- n is the number of species present in the vegetation sample plot,
- p_i is the proportion of the sample belonging to the i^{th} species.

The Species richness is the total number of species present on a site. The Simpson's diversity index measures the probability that two individuals randomly selected from a community are of the same species. This index ranges from 0 to 1, with 1 being the maximum probability that individuals are of different species, reflecting a high diversity. Shannon-Weaver diversity index describes the structure of a community by considering both species richness and the percentage of importance of individuals of each species in relation to all individuals of all the present species. The Shannon-Weaver diversity index usually ranges from 0 to 5, and the higher it is, more diverse the community is. The Pielou's evenness index measures independently of the species richness, the distribution of individuals within species in a given community. It ranges from 0 to 1, 0 expressing the abundance of one of the species and 1 corresponding to an equitable distribution of individuals in the species. Species richness and diversity of habitats are compared using descriptive statistics and the Student t-test.

The homogeneity between habitats and elemental survey plots is measured using Bray-Curtis dissimilarity according to the following formula (Bray and Curtis, 1957; Ricotta

and Podani, 2017):

$$BC_{UV} = \frac{\sum_{j=1}^s |x_{Uj} - x_{Vj}|}{\sum_{j=1}^s (x_{Uj} + x_{Vj})}$$

Where:

- x_{Uj} and x_{Vj} : abundance values of species j in plots U and V, respectively,
- s : total number of species recorded in these two plots

Differences in species populations between two habitats are based on floristic composition (presence/absence of species) and species abundance in habitat (Chao *et al.*, 2006). Abundance data are normalized to the total number of individuals in the habitat to minimize the effect of differential sampling size between habitats and elevated to $\log(x+1)$ to decrease the influence of dominant species (Kindt and Coe, 2005; Magurran, 2005). The Bray-Curtis dissimilarity index ranges from 0 to 1: 0 means that the two habitats share all the same species and 1 means that they have no common species. Hierarchical clustering and ordination analyses based on Bray-Curtis dissimilarity are used to observe the existence of a type of plant community specific to each habitat and to see species distribution around habitats (Kindt and Coe, 2005).

The analyses are performed using the JMP Pro 14 software and the R Vegan package.

4.3 Results

4.3.1 Species composition and ecological status

The complete floristic composition of the study area is provided in Table 4.2. A total of 71 species, distributed into 51 genera and 23 families are identified. At the habitat scale, 53 species distributed into 39 genera and 21 families are identified in the conservation areas. Natural vegetation's record 52 species distributed into 37 genera and 19 families. In the agroforestry parks, 46 species including 34 genera and 17 families are identified.

Among the dominant species in the study area are mainly species of the Combretaceae family regardless of their habitat: *Combretum micranthum*, *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Guiera senegalensis*, and *Anogeissus leiocarpa* (Table 4.2). There are also *Acacia erythrocalyx* and *Acacia ataxacantha* of the Mimosaceae family and *Saba senegalensis* (Apocynaceae) in the conservation areas; *Cassia sieberiana* (Caesalpiniaceae) in the natural vegetation's; *Vitellaria paradoxa* (Sapotaceae), *Piliostigma reticulatum* (Caesalpiniaceae) and *Balanites aegyptiaca* (Balanitaceae) in the agroforestry parks. In low-abundance or rare species, there are socio-economically important species such as: *Bombax costatum*, *Tamarindus indica*, *Adansonia digitata*, *Parkia biglobosa* and *Pterocarpus erinaceus* (Table 4.2). 13 species are exclusively recorded in the conservation areas, 6 in the natural vegetation's and 4 in the agroforestry parks (Table 4.2). For exotic species, 2 are identified. These are *Azadirachta indica* in natural vegetation's and agroforestry parks; and *Mangifera indica* in agroforestry parks (Table 4.2). According to the International Union for Conservation of Nature (IUCN) conservation status, 4 species are threatened and are at risk of extinction. These are *Azalia africana*, *Khaya senegalensis* and *Vitellaria paradoxa*, which are classified as vulnerable species and *Pterocarpus erinaceus* as endangered species (Table 4.2).

Table 4.2: Composition and ecological status of species: rare, dominant, exclusively found in the habitat, exogenous, and IUCN conservation status. At least five most abundant and rare species in each habitat based on their relative abundance are indicated.

N°	Family	Scientific name	Acr	CA	NV	AP
1	Mimosaceae	<i>Acacia ataxacantha</i>	Aa	18.28% ^{Ab}	0.08% ^{Ra}	0.18% ^{Ra}
2	Mimosaceae	<i>Acacia erythrocalyx</i>	Ae	26.57% ^{Ab}	0.51%	0.35%
3	Mimosaceae	<i>Acacia gourmaensis</i> *	Ag	0.05% ^{Ra}		
4	Mimosaceae	<i>Acacia hockii</i> +	Ah		0.08% ^{Ra}	
5	Mimosaceae	<i>Acacia macrostachya</i>	Am	1.15%	4.12%	1.58%
6	Mimosaceae	<i>Acacia nilotica</i> x	An			0.70%
7	Mimosaceae	<i>Acacia senegal</i>	As	0.32%	0.93%	0.35%
8	Mimosaceae	<i>Acacia seyal</i>	Ase	2.29%	2.36%	0.70%
9	Mimosaceae	<i>Acacia sieberiana</i>	Asi		0.08% ^{Ra}	0.18% ^{Ra}
10	Bombaceae	<i>Adansonia digitata</i>	Ad	0.14%		0.18% ^{Ra}
11	Caesalpiniaceae	<i>Azalia Africana</i> ^{Vu} *	Aaf	0.05% ^{Ra}		
12	Mimosaceae	<i>Albizia chevalieri</i>	Ac	0.60%	0.51%	
13	Apocynaceae	<i>Ancylobotrys amoena</i> *	Aam	0.18%		
14	Annonaceae	<i>Annona senegalensis</i>	Asen	0.27%		0.35%
15	Combretaceae	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	Al	4.31% ^{Ab}	3.96%	3.50%
16	Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> ^{Ex}	Ai		0.08% ^{Ra}	1.58%
17	Apocynaceae	<i>Baissea multiflora</i> *	Bm	0.27%		
18	Balanitaceae	<i>Balanites aegyptiaca</i>	Ba	1.15%	3.11%	7.01% ^{Ab}
19	Bombaceae	<i>Bombax costatum</i>	Bc	0.05% ^{Ra}	0.08% ^{Ra}	0.18% ^{Ra}
20	Capparaceae	<i>Boscia angustifolia</i>	Ban	0.37%	0.42%	
21	Capparaceae	<i>Boscia senegalensis</i> +	Bs		0.34%	
22	Capparaceae	<i>Capparis sepiaria</i> *	Cs	0.09%		
23	Caesalpiniaceae	<i>Cassia sieberiana</i>	Csi	0.60%	6.65% ^{Ab}	2.63%
24	Combretaceae	<i>Combretum aculeatum</i> *	Ca	0.27%		
25	Fabaceae	<i>Combretum collinum</i>	Cc	0.05% ^{Ra}	1.85%	0.88%
26	Combretaceae	<i>Combretum glutinosum</i>	Cg	1.01%	6.23% ^{Ab}	4.55%
27	Combretaceae	<i>Combretum micranthum</i>	Cm	7.88% ^{Ab}	22.14% ^{Ab}	10.86% ^{Ab}
28	Combretaceae	<i>Combretum nigricans</i>	Cn	3.85%	6.23% ^{Ab}	1.23%

N°	Family	Scientific name	Acr	CA	NV	AP
29	Burseraceae	<i>Commiphora africana</i> *	Caf	0.23%		
30	Rubiaceae	<i>Crossopteryx febrifuga</i> +	Cf		0.25%	
31	Fabaceae	<i>Dalbergia melanoxylon</i>	Dm	0.46%	0.25%	0.18% ^{Ra}
32	Caesalpiniaceae	<i>Detarium microcarpum</i> *	Dmi	0.23%		
33	Mimosaceae	<i>Dichrostachys cinerea</i>	Dc	0.14%	0.67%	4.55%
34	Ebenaceae	<i>Diospyros mespiliformis</i>	Dme	0.69%	0.93%	3.68%
35	Mimosaceae	<i>Faidherbia albida</i>	Fa		0.17%	1.75%
36	Rubiaceae	<i>Feretia apodanthera</i>	Fap	0.32%	0.51%	0.70%
37	Moraceae	<i>Ficus sycomorus</i> x	Fs			0.35%
38	Phyllanthaceae	<i>Flueggea virosa</i>	Fv		0.08% ^{Ra}	0.18% ^{Ra}
39	Rubiaceae	<i>Gardenia erubescens</i>	Ge	0.27%	0.51%	1.93%
40	Rubiaceae	<i>Gardenia sokotensis</i>	Gs	0.23%	0.34%	0.70%
41	Rubiaceae	<i>Gardenia ternifolia</i> x	Gt			0.18% ^{Ra}
42	Malvaceae	<i>Grewia bicolor</i>	Gb	0.41%	0.76%	
43	Malvaceae	<i>Grewia flavescens</i> *	Gf	0.14%		
44	Malvaceae	<i>Grewia mollis</i> *	Gm	0.41%		
45	Combretaceae	<i>Guiera senegalensis</i>	Gse	1.15%	13.47% ^{Ab}	11.38% ^{Ab}
46	Apocynaceae	<i>Holarrhena floribunda</i>	Hf	0.14%	0.25%	0.35%
47	Meliaceae	<i>Khaya senegalensis</i> ^{Vu} *	Ks	0.18%		
48	Anacardiaceae	<i>Lannea acida</i>	La	0.14%	0.17%	
49	Anacardiaceae	<i>Lannea microcarpa</i>	Lm	2.61%	2.10%	5.60%
50	Anacardiaceae	<i>Lannea velutina</i> +	Lv		0.08% ^{Ra}	
51	Apocynaceae	<i>Leptadenia hastata</i>	Lh		0.08% ^{Ra}	0.53%
52	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> ^{Ex} x	Mi			0.70%
53	Celastraceae	<i>Maytenus senegalensis</i>	Ms	0.05% ^{Ra}	0.34%	1.23%
54	Mimosaceae	<i>Parkia biglobosa</i>	Pb		0.17%	0.18% ^{Ra}
55	Caesalpiniaceae	<i>Piliostigma reticulatum</i>	Pr	0.60%	3.20%	10.33% ^{Ab}
56	Mimosaceae	<i>Prosopis africana</i>	Pa		0.25%	0.18% ^{Ra}
57	Combretaceae	<i>Pteleopsis suberosa</i> *	Ps	0.05% ^{Ra}		
58	Fabaceae	<i>Pterocarpus erinaceus</i> ^{En}	Pe	0.23%	0.25%	0.18% ^{Ra}
59	Fabaceae	<i>Pterocarpus lucens</i>	Pl	0.69%	5.05%	0.53%
60	Apocynaceae	<i>Saba senegalensis</i>	Ss	13.42% ^{Ab}	2.10%	0.53%

N°	Family	Scientific name	Acr	CA	NV	AP
61	Anacardiaceae	<i>Sclerocarya birrea</i>	Sb	2.52%	1.18%	3.50%
62	Malvaceae	<i>Sterculia setigera</i> ⁺	Sse		0.08% ^{Ra}	
63	Bignoniaceae	<i>Stereospermum kunthianum</i>	Sk	0.14%	0.25%	
64	Loganiaceae	<i>Strychnos spinosa</i> [*]	Ssp	0.09%		
65	Caesalpiniaceae	<i>Swartzia madagascariensis</i>	Sm		0.08% ^{Ra}	0.35%
66	Caesalpiniaceae	<i>Tamarindus indica</i>	Ti	0.05% ^{Ra}	0.34%	0.35%
67	Combretaceae	<i>Terminalia avicennioides</i>	Ta	0.09%	2.44%	1.58%
68	Combretaceae	<i>Terminalia macroptera</i> ⁺	Tm		0.34%	
69	Sapotaceae	<i>Vitellaria paradoxa</i> ^{Vu}	Vp	3.94%	2.36%	10.68% ^{Ab}
70	Olacaceae	<i>Ximenia americana</i>	Xa	0.41%	0.67%	
71	Rhamnaceae	<i>Ziziphus mauritiana</i>	Zm	0.27%	0.51%	0.70%

Acr= Acronym; **CA**= Conservation areas; **NV**= Natural vegetation's; **AP**= Agroforestry parks; **Ab**= Abundant; **Ra** = Rare; **Ex** = Exogenous; Threatened species (IUCN red list): **En** = Endangered; **Vu** = Vulnerable; Species exclusively identified on: *****= conservation areas, **+**= natural vegetation's, and **x**= agroforestry parks

4.3.2 Taxonomic distribution of species

In each habitat, the most diversified families in genera and species are the Mimosaceae: 8 species and 3 genera in the conservation areas, 12 species and 6 genera in the natural vegetation's, 11 species and 5 genera in the agroforestry parks; Combretaceae: 9 species and 5 genera in the conservation areas, 8 species and 4 genera in the natural vegetation's, 7 species and 4 genera in the agroforestry parks; Caesalpiniaceae: 5 species and 5 genera in the conservation areas, 4 species and 4 genera in the natural vegetation's, 4 species and 4 genera in the agroforestry parks (Fig. 4.2).

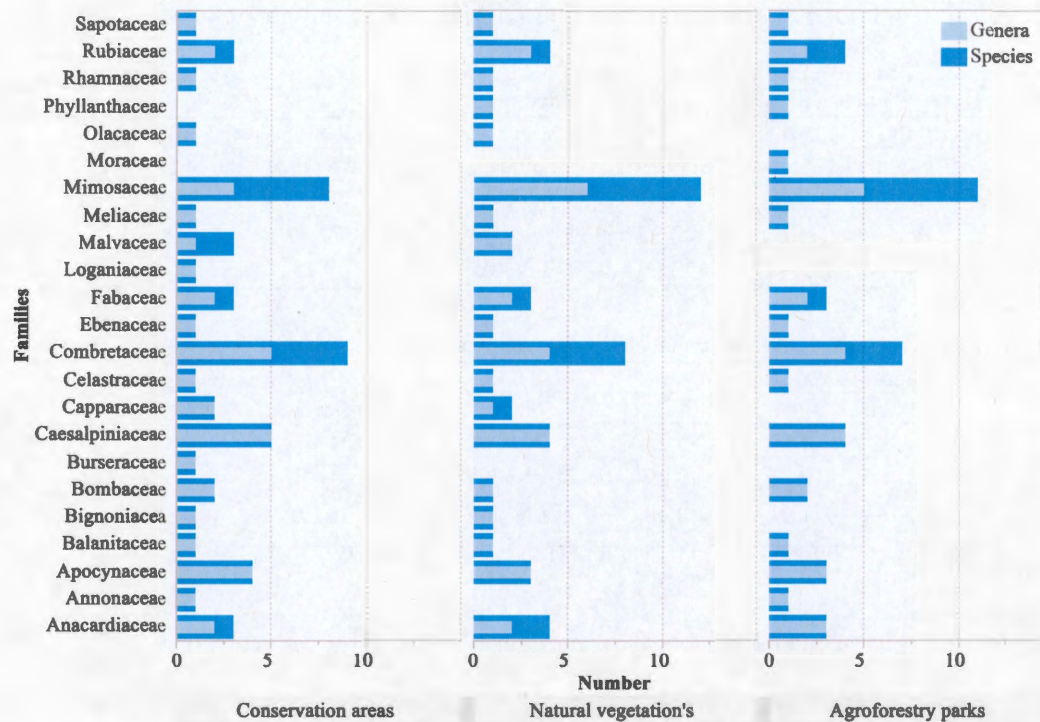


Figure 4.2: Distribution of the number of genera and species per family in each habitat

4.3.3 Density and structure of woody plants

The average density of woody plants differs significantly ($p = 0.0420 *$ and $p < 0.0001 *$) between habitats and grows in the following order: agroforestry parks (52 N. ha^{-1}), natural vegetation's (121 N. ha^{-1}), conservation areas (443 N. ha^{-1}) (Table 4.3).

However, the average size of woody plants is higher in the agroforestry parks with an average dbh per feet of 20,91 cm and differs very significantly ($p < 0.0001 *$) from that of conservation areas (10,30 cm) and natural vegetation's (10.71 cm) (Table 4.3).

Table 4.3: Density and structural characteristics of woody plants for each habitat.

Density: N.ha ⁻¹ , mean calculated using value per plot						
Mean and Standard error			Means Comparisons, Student's t			
Habitats	Mean	Std Error	Habitats	Difference	Std Err Dif	p-Value
CA	442.94	33.49	CA Vs AP	390.59	40.62	<0.0001*
NV	120.52	23.92	CA Vs NV	322.42	41.15	<0.0001*
AP	52.34	23.00	NV Vs AP	68.18	33.18	0,0420*

Structure: dbh (cm), mean calculated using value per feet						
Mean and Standard error			Means Comparisons, Student's t			
Habitats	Mean	Std Error	Habitats	Difference	Std Err Dif	p-Value
CA	10.30	0.25	CA Vs AP	10.61	0.55	<0.0001*
NV	10.71	0.29	CA Vs NV	0.41	0.38	0.2871
AP	20.91	0.48	NV Vs AP	10.20	0.56	<0.0001*

CA= Conservation areas; NV= Natural vegetation's; AP= Agroforestry parks

4.3.4 Intraspecific diversity of habitats

At the habitat level, species richness (S) is best in conservation areas and natural vegetation's (Fig. 4.3). A total number of 53, 52 and 46 species are identified in conservation areas, natural vegetation's and agroforestry parks respectively. In contrast, agroforestry parks record the high Simpson's, Shannon-Weaver and Pielou's diversity values, while the lowest values of these indices are observed in conservation areas (Fig. 4.3).

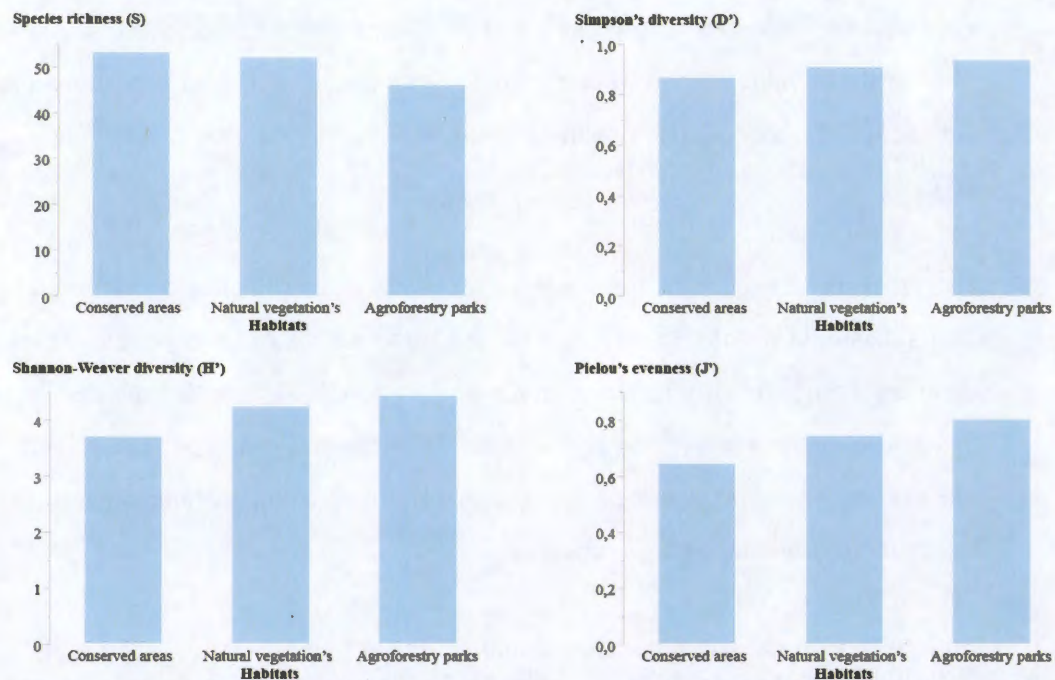


Figure 4.3: Species richness (S), Simpson's diversity index (D'), Shannon-Weaver diversity index (H') and Pielou's evenness index (J') measured by habitat.

4.3.5 Homotony of habitats

The Bray-Curtis dissimilarity index shows greater homogeneity between species in natural vegetation's and agroforestry parks with 0.41 dissimilarity value (Table 4.4).

Table 4.4: Bray-Curtis dissimilarity - Total number of species in each habitat (bold), number of common species between two habitats (top of the table), Bray-Curtis dissimilarity between two habitats (bottom of the table)

Habitats	Conservation areas	Natural vegetation's	Agroforestry parks
Conservation areas	53	38	34
Natural vegetation's	0.61	52	40
Agroforestry parks	0.66	0.41	46

The proximity between agroforestry parks and natural vegetation's is also highlighted with the mean values of intraspecific diversities per sampling plot with non-significant statistical differences for Simpson's, Shannon-Weaver and Pielou's diversities (Table 4.5).

The most distant habitats are conservation areas and agroforestry parks with Bray-Curtis dissimilarity of 0.66 (Table 4.4) and mean values of intraspecific diversity per sample plot significantly different (p ranging from 0.0004 * to <0.0001 *) (Table 4.5). Conservation areas have the highest mean of intraspecific diversities per sample plot and the lowest agroforestry parks, except for the Pielou's evenness index which is higher in agroforestry parks (Table 4.5).

Table 4.5: Comparisons of richness and diversity mean (species richness (S), Shannon-Weaver diversity index (H'), Pielou's evenness index (J') and Simpson's diversity index (D')) of sampling plots by using Student's t-test.

Mean and Standard error			Means Comparisons, Student's t			
Habitats	Mean	Std Error	Habitats	Difference	Std Err Dif	p-Value
Species richness (S)						
CA	10.80	0.73	CA Vs AP	6.52	0.89	<0.0001*
NV	6.18	0.52	CA Vs NV	4.62	0.90	<0.0001*
AP	4.28	0.50	NV Vs AP	1.90	0.73	0.0100*
Simpson's diversity index (D')						
CA	0.74	0.05	CA Vs AP	0.20	0.06	0.0004*
NV	0.62	0.03	CA Vs NV	0.13	0.06	0.0263*
AP	0.54	0.03	NV Vs AP	0.07	0.05	0.1068
Shannon-Weaver diversity index (H')						
CA	2.47	0.17	CA Vs AP	0.94	0.21	<0.0001*
NV	1.84	0.12	CA Vs NV	0.64	0.21	0.0037*
AP	1.53	0.12	NV Vs AP	0.31	0.17	0.0787
Pielou's evenness index (J')						
CA	0.74	0.03	CA Vs AP	0.12	0.03	0.0010*
NV	0.82	0.02	CA Vs NV	0.07	0.03	0.0380*
AP	0.86	0.02	NV Vs AP	0.04	0.03	0.1440

CA= Conservation areas; NV= Natural vegetation's; AP= Agroforestry parks

4.3.6 Analysis of plant communities

The hierarchical clustering analysis shows that the distribution of the different elementary plots of vegetation surveys is not organised by habitat and thus shows that the different habitats are made up of the same communities plants as a whole (Fig. 4.4). However, groupings at an aggregation level corresponding to a lower Bray-Curtis dissimilarity (below 0,7), shows small groups specific to conservation areas, natural vegetation's and agroforestry parks (Fig. 4.4).

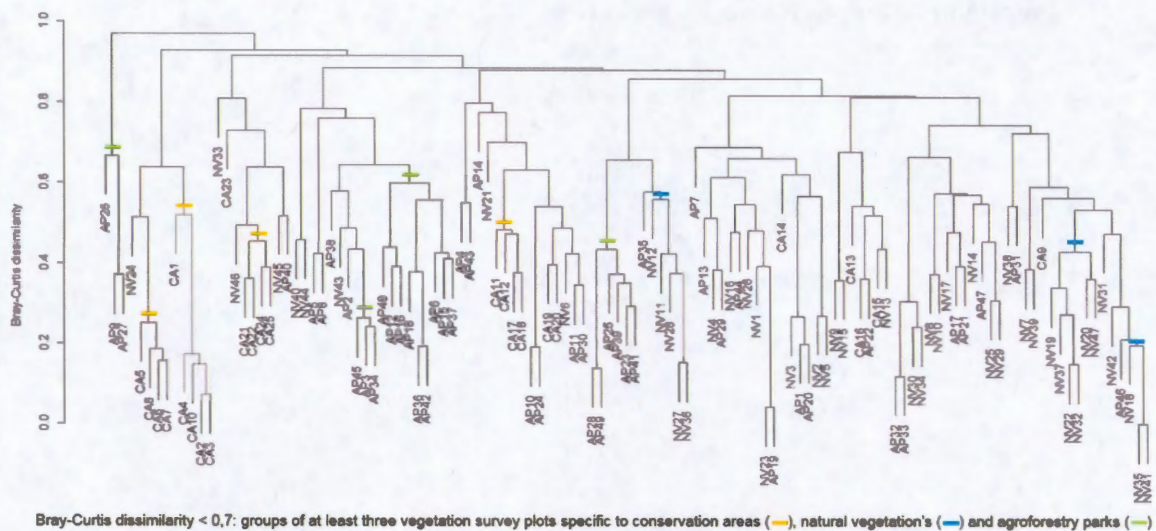


Figure 4.4: Clustering dendrogram of the vegetation surveys plots carry out in the different habitats based on Bray-Curtis dissimilarity.

CA: Conservation areas; NV: Natural vegetation's; AP: Agroforestry parks

The distribution of species around habitats by ordination highlights species that are more dependent on a habitat type (Fig. 4.5). Thus, species such as *Acacia ataxacantha*, *Acacia erythrocalyx*, *Acacia gourmaensis*, *Azelia Africana*, *Ancylotrys amoena*, *Baïsea multiflora*, *Commiphora Africana*, *Detarium microcarpum*, *Grewia flavescens* and *Saba senegalensis* are more prone to conservation areas. *Boscia senegalensis*, *Combretum glutinosum*, *Lannea velutina*, *Pterocarpus lucens* and *Sterculia setigera* are more prone by the way to natural vegetation's. *Acacia nilotica*, *Azadirachta indica*, *Dichrostachys cinerea*, *Faidherbia albida*, *Flueggea virosa*, *Leptadenia hastata*, *Gardenia ternifolia*, *Piliostigma reticulatum*, *Bombax costatum*, *Mangifera indica*, *Tamarindus indica* and *Vitellaria paradoxa* are much more common on agroforestry parks.

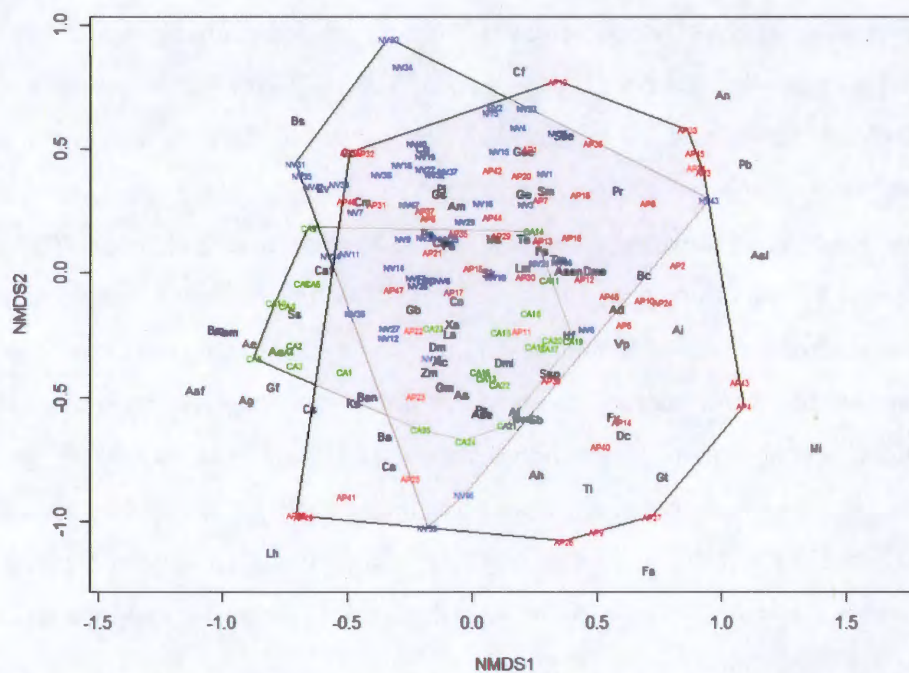


Figure 4.5: Distribution of vegetation surveys plots (colors) and species (black) by non-parametric multidimensional scaling ordinary based on Bray-Curtis dissimilarity.

CA: Conservation areas; NV: Natural vegetation's; AP: Agroforestry parks; Acronym of species in Table 4.2.

4.4 Discussion

This study contributes to a better understanding of the post-drought (1970-1980) woody floristic composition of Sahelian agrosystems in improving woody plant cover. It appears that the notion of “conservation areas” must be re-considered. These areas have themselves been subjected to droughts and are not spared from anthropogenic activities (wood harvesting, grazing, agricultural expansion, etc.). This can be the reason they are made up of the same plant communities as natural vegetation's and agroforestry parks. However, they remain the most diverse (species richness) and the most dense probably because of the low anthropogenic pressure (Savadogo *et al.*, 2007; Bognounou *et al.*, 2009; Ceperley *et al.*, 2010; Sambare *et al.*, 2011).

The level of diversity of woody flora highlighted in this study (71 species from all habitats) is higher than the results of Bognounou *et al.* (2009) which counts 36 species (of which 27 genera and 18 families) and 57 species (of which 41 genera and 23 families) respectively in the southern Sahelian and northern Sudanian regions of Burkina Faso. It is, however, below the one of Sop and Oldeland (2013), who enumerated by interview with local people, 90 woody species of socio-economic importance, distributed into 32 families in the Sudano-Sahelian region of Burkina Faso. Compared to the whole country, the woody flora of the study area represents 19% of the national woody floristic procession according to Lebrun *et al.*, (1991) which counts 376 species. This weakness of the floristic richness could be justified by the difficult climatic conditions of the study area which does not favour the development of many species whose distribution areas are more in the south of the country and whose climate is more wet (Bognounou *et al.*, 2009).

Compared to the pre-drought flora situation, the study area is experiencing a substantial decline in the diversity of woody species after drought. The dominance of Combretaceae (*Combretum micranthum*, *Combretum glutinosum*, *Combretum*

nigricans, *Guiera senegalensis* and *Anogeissus leiocarpa*) highlighted in this study, and confirmed by post-drought floristic surveys in the Sudano-Sahelian region of several authors (Savadogo *et al.*, 2007; Bognounou *et al.*, 2009; Tindano *et al.*, 2015; Kusserow, 2017), differs from the 1940s-1950s observations of Lavauden (1941) and Roberty (1946, 1954), which in addition to the Combretaceae noted common species such as: *Acacia ataxacantha*, *Boscia senegalensis*, *Diospyros mespiliformis*, *Balanites aegyptiaca*, *Bombax costatum*, *Khaya senegalensis*, *Pterocarpus lucens*, *Sclerocarya birrea*, *Tamarindus indica*, and *Terminalia avicennioides*. The agroforestry parks were almost all made up of pseudo-orchards of *Vitellaria paradoxa* and *Parkia biglobosa* (Roberty, 1946, 1954). Symbolic species of great socio-economic importance once fairly common or common (Roberty, 1946) such as: *Khaya senegalensis*, *Parkia biglobosa*, *Pterocarpus erinaceus*, *Tamarindus indica*, *Vitellaria paradoxa* are now rare and threatened with extinction (Sop and Oldeland, 2013; IUCN, 2019).

These findings support the observations of other authors who clearly show a significant decrease in diversity and density of post-drought woody species (Gonzalez *et al.*, 2012; Brandt *et al.*, 2016; Kusserow, 2017). Gonzalez *et al.*, (2012) detected a significant decline in woody tree density of $18 \pm 14\%$ between 1954-2002 in the Western Sahel and a significant decrease of $21 \pm 11\%$ in species richness in Sahelian, Sudanian and Guinean areas. Interviews conducted by Sop and Oldeland, (2013) with populations in the Sudano-Sahelian area of Burkina Faso show that, according to local perception of the evolution of woody species, more than 80% of the 90 listed species are in decline, while species such as: *Balanites aegyptiaca*, *Acacia nilotica*, *Acacia seyal*, *Eucalyptus camaldulensis* and *Moringa oleifera* increase in number of individuals. The last two species are of exotic origin.

Post-drought floristic composition change can be explained by Charles Darwin's theory of species evolution (Darwin, 1921). The natural selection is here in favor of species more tolerant to drought, and a selective decline of species which does not

support extreme water stress (Hiernaux *et al.*, 2009; Kusserow, 2017). The dominance of Combretaceae and thorny of *Acacia* and *Balanites* genera, tolerant to drought and shallow and skeletal soils (Lebrun *et al.*, 1991; Gonzalez *et al.*, 2012; Sop and Oldeland, 2013; Brandt *et al.* 2014b; Schmidt and Zizka, 2014), attests this dynamic of vegetation. The increased presence of food-producing species in agroforestry parks such as: *Vitellaria paradoxa*, *Balanites aegyptiaca*, *Lannea microcarpa*, *Sclerocarya birrea* also reflects a shift towards the adaptation needs of populations. These species contribute to the improvement of the livelihoods of the populations (especially rural) and the diversification of the sources of production in the event of a loss of agricultural production season (Jose, 2009; Sop and Oldeland, 2013; Brandt *et al.*, 2016; Sidibé *et al.*, 2017; Dollinger and Shibu, 2018). Their more pronounced declines in natural vegetation could be climatic but also it could be due to the sustained exploitation of the local population.. On the other hand, they are protected, maintained and even sometimes planted on farms, on which farmers have property rights (Reij *et al.*, 2009).

Otherwise, Hiernaux *et al.* (2009) noted an improvement in floristic diversity since the mid-1990s that could lead to the situation of pre-drought flora in the long-term. The confirmation of this hypothesis would testify to the good resilience of the Sahelian vegetation (Hiernaux *et al.*, 2009). However, recent advances in plant succession studies show that natural and anthropogenic disturbances influence the mechanism of community assembly (Walker and Moral, 2003; Chang and Turner, 2019) and make unlikely the hypothesis of a plant succession that the present repeats the past (Walker and Moral, 2003). Although a trend of resumption of precipitation is observed in the Sahel from the 1990s (Anyamba and Tucker, 2005; Nicholson, 2005; Bamba *et al.*, 2015), temperature, on the other hand, continues to rise and affects soil water availability for plants (increased evapotranspiration) and is likely to cause damage to the reproduction and development of many species (Hedhly *et al.*, 2008; Hatfield and Prueger, 2015). Added to this is the increase of the ecological footprint due to the human population growth (Thiombiano *et al.*, 2012; Brandt *et al.*, 2014a) and the

development of biophysical and social adaptation practices (Zida *et al.*, 2019b), which also affect evolution and floristic composition. The theory of alternative states according to which an ecosystem can move in several stable states because of the combined effect of disturbances and abiotic factors is to be recommended (Lockwood, 1997; Suding *et al.*, 2004; Couwenberghe, 2011; Erktan, 2013; Hänke *et al.*, 2016). The selection here will be preferentially in favour of species that have ecological plasticity and / or contribute to the adaptation needs of populations.

4.5 Conclusion

This study contributes to a better understanding of the post-drought (1970-1980) woody floristic composition of Sahelian agrosystems in improving woody plant cover. It shows a predominance of Combretaceae and thorny of the *Acacia* and *Balanites* genera, more tolerant to drought. Several species common before droughts are now rare and threatened to extinction. According to the importance of trees for populations (especially rural), the continued degradation of woody resources can have important socio-economic consequences and requires conservation actions. The high number of rare and endangered species requires that conservation efforts be directed towards the preservation of ecosystems and habitats. This can be achieved through the strengthening of community initiatives to preserve forest resources existing in the area. But in an environment increasingly occupied by farms, the promotion of agroforestry also important.

4.6 Acknowledgements

Thanks to the Canadian Francophonie Scholarship Program (CFSP) and the Conflict and Cooperation over Natural Resources in Developing Countries (CoCooN) Program of Dutch Cooperation for their financial support. Thanks also to Emmanuel Amoah Boakye, Michel Ouédraogo and reviewers for their comments and suggestions.

CHAPITRE V

SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

5.1 Contributions de l'étude

Cette étude se positionne en accord avec le cadre théorique de l'évolution des écosystèmes fondé sur les états alternatifs pris comme une généralisation de la perspective des successions végétales. De plus, elle est réalisée selon l'approche de surveillance et d'évaluation des agrosystèmes sahéliens.

5.1.1 Contributions méthodologiques

Sur le plan méthodologique, cette étude adopte une démarche intégrative qui consiste à combiner les données de télédétection et d'analyse spatiale aux données d'inventaire floristique et d'entrevues directes avec les communautés pour suivre la dynamique quantitative et qualitative du couvert végétal forestier en relation avec les pratiques d'aménagement et d'occupation des terres, la pluviométrie, le sol et la géomorphologie du milieu. Cette approche scientifique holistique est novatrice et nécessaire pour comprendre les relations parfois complexes entre les composantes du milieu: végétation, les variables environnementales (sol et géomorphologique), climatique (pluviométrie) et anthropiques (pratiques).

5.1.2 Contributions appliquées

Au regard des résultats de cette étude, nous pouvons tirer les principales conclusions et applications suivantes:

- Le couvert végétal forestier connaît une amélioration remarquable par rapport à la situation à la sortie des sécheresses des années 1970-1980. Cela montre que les efforts de lutte contre la dégradation des terres sont payants. Mais, l'étude met aussi en garde quant au regain de la dégradation observé au cours de ces dernières années et qui donne un caractère fragile au reverdissement observé et pose la question de ce qui advient des terres reverdies en première instance;
- La pluviométrie ne suffit pas à elle seule à expliquer la dynamique du couvert végétal forestier dans les agrosystèmes. Au-delà d'un seuil minimal de pluviométrie, les pratiques agrosylvopastorales et socio-écologiques déterminent davantage la régénération ligneuse;
- Les pratiques à fort potentiel de régénération ligneuse (ou pratiques agroforestières; illustrées en partie à l'Annexe D) sont communément observées sur l'ensemble de la zone d'étude même sur les zones en dégradation du couvert végétal. Mais sur ces dernières, les pratiques néfastes au développement des ligneux sont plus importantes et conduisent à la dégradation. Endiguer ces pratiques néfastes pourrait stimuler la régénération ligneuse de ces milieux sur lesquels les pratiques à fort potentiel de régénération ligneuse sont déjà mises en oeuvre;
- La zone d'étude connaît un déclin substantiel de la diversité des espèces ligneuses post-sécheresse en comparaison de la situation de la flore pré-sécheresse. Les Combretaceae et des épineux des genres *Acacia* et *Balanites*, plus tolérantes aux sécheresses sont les plus dominantes de la zone, ce qui indique une végétation ligneuse post-sécheresse plus résistante aux stress hydriques. Une présence accrue d'espèces pourvoyeuses de produits alimentaires est aussi observée dans les parcs agroforestiers et traduit également une dynamique orientée vers les besoins

d'adaptation des populations.

5.2 Généralisation et limites de l'étude

5.2.1 Généralisation

La zone d'étude est à l'image de la région du nord et du plateau central du Burkina Faso. Les conditions climatiques sont similaires et les mêmes pratiques d'aménagement et d'occupation des terres sont utilisées. Les résultats de cette étude sont donc aussi valables dans ces milieux qui partagent les mêmes conditions agroécologiques.

Dans une large mesure, les résultats de cette étude peuvent également s'appliquer à la zone sahéenne, là où les conditions climatiques sont similaires. La zone sahéenne a souffert des sécheresses des années 1970-1980 et les mêmes pratiques de conservation des eaux et des sols et d'agroforesterie ont été largement développées depuis les années 1980. Des variantes peuvent subsister dans les pratiques à certains endroits mais les principes demeurent les mêmes : mobilisation de l'eau, fertilisation des sols, et régénération des ligneux. De nombreuses pratiques agroforestières développées au nord du Burkina Faso ont été exportées dans plusieurs régions du Mali et du Niger, deux pays frontaliers aux réalités similaires, par le biais de programmes régionaux et de mouvements de populations, suivis de la vulgarisation agricole de paysan-à-paysan.

5.2.2 Limites de l'étude

Cette étude bien que fournissant de précieux enseignements sur la dynamique du couvert végétal forestier comporte des limites objectives:

- Le caractère non régulier des intervalles d'années d'observation n'offre pas les mêmes base de comparaison des données entre les intervalles de temps. Ce choix

indépendant de notre volonté se justifie par le manque d'images aux moments souhaités;

- Les différences de caractéristiques spectrales entre les capteurs utilisés sont susceptibles d'induire pour la même zone des différences de mesure (Xu et Guo, 2014; Zhu, 2017). Des études comparées d'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) d'images Landsat 7 et 8 de la même zone à la même période conduites par Xu et Guo (2014) et Roy *et al.* (2016), montrent que le NDVI prend des valeurs plus élevées sur les images de Landsat 8. Cette différence devient faible et les valeurs de NDVI s'uniformisent lorsque la couverture végétale augmente (Xu et Guo, 2014). Roy *et al.* (2016) trouvent une corrélation de 96% entre le NDVI issu des capteurs Landsat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI. Roy *et al.* (2016) proposent une approche statistique de transformation des valeurs spectrales ou d'indices de végétation de capteurs différents par la méthode de régression des moindres carrés ordinaires pour améliorer la précision des comparaisons de données issues de capteurs différents. Mais, cette démarche exige de disposer pour la zone concernée d'images de mêmes dates et heures (ou suffisamment voisines) des capteurs à comparer. Mais, l'insuffisance des données concernant notre zone d'étude rend impossible cette approche de transformation. La variabilité des valeurs spectrales des images satellites en fonction du paysage, la période et l'angle de prise de vue ne favorisent pas également la transposition d'équation de régression obtenue d'un lieu à un autre;
- Les différences de conditions atmosphériques, d'éclairage et d'angle d'incidence du soleil demeurent l'une des limites des études comparatives d'images multi-dates prise à des heures différentes (Huete, 1988; Qi *et al.*, 1994; Rondeaux *et al.*, 1996; Huete *et al.*, 2002; Wu, 2014). Bien que des précautions aient été prises pour minimiser leur incidence sur la qualité des résultats, des effets résiduels peuvent toujours subsister;
- Les valeurs de l'indice de végétation du couvert végétal forestier pourraient être influencées par endroits par la persistance des herbacées tardives et induire des

erreurs dans la part de variation de l'indice de végétation effectivement imputable à la frange ligneuse de la végétation;

- L'appréciation des changements floristiques de la zone a été faite en s'appuyant sur la bibliographie des années 1950 qui ne fournit pas de valeurs chiffrées d'abondance ou de densité des espèces. Idéalement, des placettes permanentes de suivi de la végétation, installées avant les sécheresses, auraient fournis des relevés permettant de calculer un meilleur indicateur de l'évolution de la flore à travers des comparaisons multi-dates.

5.3 Recommandations

Les recommandations suivantes nous paraissent utiles à entreprendre pour plus d'efficacité dans la lutte contre la désertification et la préservation des ressources floristiques.

5.3.1 Lutte contre la désertification

- Bien que les pratiques agroforestières d'aménagement des terres soient largement développées, leur renforcement et leur prise en compte dans les stratégies futures de lutte contre la dégradation des terres et de régénération du couvert végétal forestier demeurent des enjeux.
- La sensibilisation des populations à endiguer les pratiques néfastes à la régénération et au développement des ligneux est à accentuer. Les pratiques à fort potentiel de régénération ligneuse sont communément observées sur l'ensemble de la zone d'étude même sur les zones en dégradation du couvert végétal forestier si bien que la suppression de ces pratiques néfastes pourrait stimuler la régénération ligneuse de ces milieux sans aucune autre action de lutte.

5.3.2 Préservation des espèces rares et menacées

La prise en compte prioritaire des espèces rares et menacées dans les initiatives communautaires de préservation des ressources forestières déjà existantes dans la zone d'étude nous paraît une nécessité. Elle peut se traduire concrètement par des actions de plantations ou d'assistances des plantules de ces espèces dans les espaces de conservation (forêts communautaires, sacrées, protégées ou classées), les pâturages et dans les agrosystèmes.

5.4 Perspectives de recherche

À l'issue de cette étude, les perspectives de recherche suivantes nous paraissent utiles pour une connaissance plus approfondie de la dynamique environnementale de la zone et des facteurs qui soutiennent cette dynamique. L'approfondissement de ces axes permettrait d'optimiser les actions de lutte contre la déforestation et la dégradation des terres:

- La plupart des initiatives de réhabilitation de grande envergure des terres au Sahel depuis les années 1970-1980, ont été initiées dans le cadre de projets et programmes nationaux et régionaux de développement. Cependant, ces initiatives ne sont pas toujours accompagnées d'un dispositif environnemental adapté et opérationnel; d'où la nécessité d'un programme de recherche sur les impacts environnementaux intéressant des territoires plus vastes et diversifiés écologiquement et socio-économiquement. Cela permettrait de capitaliser les modèles de réussite, de repenser ou d'améliorer les approches d'intervention et de mise à l'échelle des acquis des projets et programmes;
- Plusieurs pratiques de restauration des terres, développées depuis les années 70-80 (zaï, demi-lunes, cordons pierreux, diguettes en terre, épandage de la fumure organique, etc.), ont un énorme potentiel de régénération de la végétation ligneuse;

celles-ci sont cependant faiblement mise à l'échelle. Il apparaît donc nécessaire d'investiguer sur les déterminants de leur adoption. Une hypothèse serait les conditions socioéconomiques. Le coût des pratiques, le statut foncier des exploitations agricoles (héritage, don, prêt et achat des terres), le niveau de pauvreté et d'instruction des producteurs, nous semblent être des facteurs assez importants à prendre en compte;

- La régénération forestière dans les agrosystèmes est de plus en plus spécialisée, favorisant le développement de quelques espèces ligneuses, soit pour satisfaire quelques besoins précis (alimentation, fourrages, etc.), soit par contrainte climatique, ou l'effet combiné des deux. Cela se traduit par une perte drastique de la biodiversité dans ces milieux. Il y a alors nécessité d'aller au-delà des analyses macroscopiques par télédétection, pour comprendre la dynamique de la qualité (composition spécifique) de la biodiversité dans les agrosystèmes et ses déterminants, le long d'un gradient climatique intégrant les diversités socio-culturelles et dans une approche longitudinale, pour éclairer les prises de décision;
- Par ailleurs, très peu d'information existe sur les espèces ligneuses qui ont autrefois existé dans la zone. Il y a donc un intérêt d'avoir un programme de recherche basé sur l'identification des espèces disparues (entrevues et études paléoécologiques), l'analyse des facteurs à l'origine de leur disparition, et les stratégies de leur réintroduction sur des territoires plus diversifiés pour freiner l'érosion de la diversité floristique de la zone.

ANNEXE A

FICHE D'OBSERVATION ET D'ENTREVUE SUR LE TERRAIN

Questionnaire :

Q1 : Localisation du site :

N° du site :	Province :	Commune :	Villages :	Coordonnées géographiques :	
				X :	Y :

Q2 : Identification du propriétaire ou responsable du site

Identifiant de l'enquête	Commune :	Village :	Téléphone :

Q3 : Caractéristiques physiques du site

Type d'occupation des terres		Type de sol (Carte des sols du BF)	Topographie du milieu			
Parc agroforestier			Bas-fond	Plateau	Sommet	Mi- pente
Aire de conservation : Forêt classée						
Aire de conservation : Forêt communautaire						
Formation forestière : savane						
Formation forestière : steppe						
Autres :						

Q4 : Mode de production développé sur le site

Production pluviale	Irrigation de complément en saison pluvieuse	Irrigation en saison sèche	Champ de case	Champ de brousse

Possibilité d'avoir plusieurs modes combinés dans l'espace ou selon les saisons.

Q6 : Techniques de production développées sur le site

Zaï	Oui	Non	Approche de gestion/ Mode d'entretien				Fréquence de renouvellement des poquets	Durée de la pratique (an) sur le site	Observations : respect des normes techniques
			F	C	FC	Autres			

F : Fumier ; C : Compost ; FC : Fumier Composté ;

Demi-lune	Oui	Non	Approche de gestion/ Mode d'entretien				Fréquence de renouvellement des demi-lunes	Durée de la pratique sur le site	Observations
			F	C	FC	Autres			

F : Fumier ; C : Compost ; FC : Fumier Composté ;

RNA	Oui	Non	Approche de gestion/ Mode d'entretien						Epargne toute plante		Epargne toute espèce		Nombre moyen de pieds épargnés/ ha	Durée de la pratique sur le site	Observations
			C	T	A	P	Ta	Autres	Oui	Non	Oui	Non			

Code des approches de gestion : C : cuvette ; T : tuteur ; A : arrosage ; P : protection ; Ta : taille

Cordon pierreux	Oui	Non	Approche de gestion/ Mode d'entretien			Fréquence d'entretien	Durée de la pratique sur le site	Observations
			VI	Vh	Espèce utilisée			

Code des approches de gestion : VI : végétalisé avec des ligneux ; Vh : végétalisé avec des herbacées ;

Paillage	Oui	Non	Approche de gestion/ Mode d'entretien			Fréquence de renouvellement du paillage	Durée de la pratique sur le site	Observations
			Prr	Pl	Ph			

Code des approches de gestion : Prr : paillage de résidus de récolte ; Pl : paillage ligneux ; Ph : paillage

herbacé

Parcage d'animaux au champ	Oui	Non	Espèces parquées		Fréquence de renouvellement du parcage	Durée de la pratique sur le site	Observations
Bande enherbée	Oui	Non	Espèces utilisées			Durée de la pratique sur le site	Observations
Bande ligneuse	Oui	Non	Espèces utilisées			Durée de la pratique sur le site	Observations

Plantation	Oui	Non	Espèce utilisée	Approche de gestion/ Mode d'entretien						Nombre moyen de pieds plantés/ha	Durée de la pratique sur le site	Observations
				C	T	A	P	Ta	Autres			

Code des approches de gestion : C : cuvette ; T : tuteur ; A : arrosage ; P : protection ; Ta : taille

Mise en défens	Oui	Non	Clôture		Durée de la pratique sur le site	Observations
			Oui	Non		

Autres techniques de production	Approche de gestion/ Mode d'entretien		Durée de la pratique sur le site	Observations

Q8: Facteurs de dégradation observés sur le site

Défrichement agricole	Oui	Non	Coupe de bois de chauffage	Oui	Non	Feux de brousse	Oui	Non	Autre :	Oui	Non
Surpâturage	Oui	Non	Orpailage	Oui	Non	Erosion des sols	Oui	Non	Autre :	Oui	Non

Remarque:-----

ANNEXE C

CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE

UQAM | Comités d'éthique de la recherche
avec des êtres humains

No. de certificat: 1909
Certificat émis le: 10-07-2017

CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE

Le Comité d'éthique de la recherche pour les projets étudiants impliquant des êtres humains (CERPE 3: sciences et sciences de l'éducation) a examiné le projet de recherche suivant et le juge conforme aux pratiques habituelles ainsi qu'aux normes établies par la Politique No 54 sur l'éthique de la recherche avec des êtres humains (Janvier 2016) de l'UQAM.

Titre du projet: Dynamique environnementale en zone sahélienne du Burkina-Faso : Facteurs de renouvellement du couvert végétal et caractéristique floristique des agroécosystèmes reverdis.
Nom de l'étudiant: Wendpouiré Arnaud ZIDA
Programme d'études: Doctorat en sciences de l'environnement
Direction de recherche: Jean-Philippe WAAUB
Codirection: Babou André BATIONO

Modalités d'application

Toute modification au protocole de recherche en cours de même que tout événement ou renseignement pouvant affecter l'intégrité de la recherche doivent être communiqués rapidement au comité.

La suspension ou la cessation du protocole, temporaire ou définitive, doit être communiquée au comité dans les meilleurs délais.

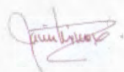
Le présent certificat est valide pour une durée d'un an à partir de la date d'émission. Au terme de ce délai, un rapport d'avancement de projet doit être soumis au comité, en guise de rapport final si le projet est réalisé en moins d'un an, et en guise de rapport annuel pour le projet se poursuivant sur plus d'une année. Dans ce dernier cas, le rapport annuel permettra au comité de se prononcer sur le renouvellement du certificat d'approbation éthique.

Conditions particulières

Bonjour

Comme convenu dans notre échange de courriels, que j'annexe à votre dossier sur ereviews, le comité accorde la certification éthique à votre projet de recherche.

Cordialement,
Jacinthe Giroux
Présidente du CERPE3



Jacinthe Giroux

ANNEXE D

ILLUSTRATION DE QUELQUES PRATIQUES AGROFORESTIÈRES D'AMÉNAGEMENT DES TERRES



Récupération de sol nu et encrouté par les demi-lunes.



Régénération naturelle assistée : plantule de *Vitellaria paradoxa* épargnée dans une exploitation agricole.



Régénération naturelle assistée : pieds de *Piliostigma reticulatum* épargnés et entretenus.



Régénération naturelle assistée: pieds de *Diospyros mespiliformis* épargnés et entretenus.



Paillage du sol avec des résidus de récolte



Régénération naturelle assistée, favorisée par les cordons pierreux.



Association cordons pierreux + haie vive brise vent de *Jatropha gossypifolia*



Parc agroforestier à *Faidherbia albida*



Plantation de *Mangifera indica* dans une exploitation agricole



Diguettes en terre damée



Bande enherbée à *Andropogon gayanus* et *Pennisetum pedicellatum*.

APPENDICE A

DESCRIPTION OF LAND-USE PRACTICES OBSERVED THAT AFFECT ON WOODY PLANTS DYNAMICS.

Practices	Descriptions	Role in trees regeneration and development/ regression
High potential practices for woody plant regeneration		
Assisted natural regeneration	Assisted natural regeneration is to protect and maintain forest species growing naturally in farms or natural areas	<ul style="list-style-type: none"> - Increases water infiltration, retains soil moisture through to pockets often made around trees - Improves tree nutrition through to the organic matter brought to the associated crops - Increases strength and survival of seedlings through mentoring, protection and monitoring
Animal parking in the farm	Animal parking in the farm consists of nightly stocking of cattle, sheep and goats on farm to improve the manure stock in dry season and fallow land intended for cultivation the following year in the rainy season	<ul style="list-style-type: none"> - Manure brought is generally rich in forest seeds - Increases water infiltration, retains soil moisture through improved soil structure - Improves soil fertility and tree nutrition
Earth bunds	Earth bunds are compacted earth structures in the form of low walls aligned along the contour lines generally	<ul style="list-style-type: none"> - Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree nutrition
Fallow	Fallow-land consists of leaving land under agricultural holding for a longer or shorter period of time	<ul style="list-style-type: none"> - Slows water runoff and facilitates trapping and germination of forest seed due to the high density of plants that constitute a biological barriers - Increases water infiltration, and retains soil moisture due to the high density of plants that create a screen effect reducing evaporation and improving soil structure

Practices	Descriptions	Role in trees regeneration and development/ regression
		through their root systems - Improves soil fertility due to decomposition of growing plant biomass and tree nutrition
Grass strips	Grass strips are biological barriers made up of herbaceous plants (<i>Andropogon gayanus</i> , <i>Andropogon ascinodis</i> , and <i>Pennisetum pedicellatum</i> generally), installed in farms following the contour lines generally	- Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree nutrition
Half-moons	Half-moons are structures of compacted earth or stones in the shape of a semi-circular with openings perpendicular to the direction of water flow and arranged in quincunxes; the earth inside the half-moons is enriched in organic manure	- Manure brought is generally rich in forest seeds - Half-moons facilitate the trapping and germination of forest seeds carried by run-off water - Increase water infiltration, and retain soil moisture - Improve soil fertility and tree nutrition
Zai	Zai consists of digging pits of 0.7 to 1.2 m distant during the dry season, introducing organic manure and then waiting for the rains to disseminate the agricultural seeds in the middle of these pits	- Manure brought is generally rich in forest seeds - Pits facilitate the trapping and germination of forest seeds carried by run-off water - Increases water infiltration, and retain soil moisture - Improves soil fertility and tree nutrition
Mulching	Mulching consists of covering the soil with a layer of grass (<i>Loudetia togoensis</i> generally) or with branches or crop residues (millet or sorghum) to ensure soil cover	- Facilitates the trapping and germination of forest seeds carried by run-off water - Increases water infiltration, and retain soil moisture - Improves soil fertility due to the decomposition of plant debris and tree nutrition
Organic amendments	Organic amendments consist of the application of organic manure coming from cowsheds, composting, and household waste	- Manure brought is generally rich in forest seeds - Increases water infiltration, retains soil moisture through improved soil structure - Improves soil fertility and tree nutrition
Planting	Tree planting consists of planting seedlings on farms or sylvo-pastoral areas	- Increases the number of standing trees available
Stone dyke barriers	Stone dyke barriers are mechanical structures composed of stones placed upstream of a gully head to stop the gully erosion and allow a lowland farming	- Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree nutrition

Practices	Descriptions	Role in trees regeneration and development/ regression
Stones row	Stones rows are mechanical structures composed of stones aligned along contour lines generally	<ul style="list-style-type: none"> - Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree <u>nutrition</u>
Vegetated earth bunds	Vegetated earth bunds are compacted earth structures in the form of low walls aligned along the contour lines generally and associated with woody or grassy strips	<ul style="list-style-type: none"> - Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree <u>nutrition</u>
Vegetated Stones row	Vegetated stones rows are mechanical structures composed of stones aligned along contour lines generally and associated with woody or grassy strips	<ul style="list-style-type: none"> - Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree <u>nutrition</u>
Woody strips	Woody strips are biological barriers consisting of trees and shrubs, installed in farms following the contours lines	<ul style="list-style-type: none"> - Slow water runoff and facilitate the trapping and germination of forest seed - Increase water infiltration and retain soil moisture - Facilitate accumulation of organic debris, and thus improve soil fertility and tree <u>nutrition</u>
High risk practices for woody plant decrease		
Agricultural expansion	Agricultural expansion consists of clearing a wooded area of trees to increase the cultivated area of an existing farm or to develop a new farm	<ul style="list-style-type: none"> - Destroys plants (fires, cutting and uprooting of standing trees) - Destroys soils: reduced soil fertility due to loss of soil organic matter, exposure to runoff, erosion and leaching - Reduces soil water infiltration and water availability due to degradation of soil structure, loss of soil biomass and intense evaporation favoured by soil exposure
Bush fires	Bush fires are fires of natural (lightning) or human (intentional or unintentional) origin that spread over forested areas	<ul style="list-style-type: none"> - Destroy plants - Destroy soils: reduced soil fertility due to loss of soil organic matter, exposure to runoff, erosion and leaching - Reduce soil water infiltration and availability due to degradation of soil structure, loss of soil biomass and intense evaporation favoured by soil exposure
Gold panning	Gold panning refers to the artisanal	<ul style="list-style-type: none"> - Destroys plants (fires, cutting and

Practices	Descriptions	Role in trees regeneration and development/ regression
	gold mining and research activities that sometimes occurs in wooded areas	<ul style="list-style-type: none"> uprooting of standing trees) - Pollutes soils and intoxicates plants - Destroys soils: reduced soil fertility due to loss of soil organic matter, exposure to runoff, erosion and leaching - Reduce soil water infiltration and availability due to degradation of soil structure, loss of soil biomass and intense evaporation favoured by soil exposure
Pasture	Pasture refers to the extensive breeding of sheep, goats and cattle in sylvo-pastoral areas	<ul style="list-style-type: none"> - Destroys plants - Could, when the carrying capacity of pastures is not exceeded, contribute to woody regeneration through the dissemination of seeds and the fertilization of rangelands
Urban development	Urban development here refers to the expansion of cities at the expense of wooded areas	<ul style="list-style-type: none"> - Destroys plants (cutting and uprooting of standing trees)
Wood harvesting	Wood harvesting refers to the exploitation of firewood for household consumption needs mainly	<ul style="list-style-type: none"> - Destroys plants - Destroys soils: reduced soil fertility due to loss of soil organic matter, exposure to runoff, erosion and leaching - Reduces soil water infiltration and water availability due to degradation of soil structure, loss of soil biomass and intense evaporation favoured by soil exposure

(Reij et al., 2005; Botoni and Reij, 2009; Bationo et al., 2012; Mbow et al., 2014; Reij and Garrity, 2016; Epule et al., 2017)

RÉFÉRENCES

- Agnew, C. T. et Chappell, A. (1999). Drought in the sahel. *GeoJournal*, 48, 299-311. doi: 10.1177/004947557600600409.
- Agroforestry-Systems. (1982). What is Agroforestry? *Agroforestry Systems*, 1(1), 7-12. doi: 10.1007/BF00044325.
- Alberti, M. et al. (2011). Research on Coupled Human and Natural Systems (CHANS): Approach, Challenges, and Strategies. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 92(2), 218–228. <https://doi.org/10.1890/0012-9623-92.2.218>
- Aldwaik, S. Z. et Pontius Jr., R. G. (2012). Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103 - 114. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.010>.
- Ali, A. et Lebel, T. (2009). The Sahelian standardized rainfall index revisited. *Int. J. Climatol.*, (29), 1705-1714. doi: 10.1002/joc.
- Ali, A., Lebel, T. et Amani, A. (2008). Signification et usage de l'indice pluviométrique au Sahel. *Sécheresse*, 19(4), 227-235. doi: 10.1684/sec.2008.0148.
- ANAM-BF (2019). Agence Nationale de la Météorologie - Burkina Faso. <http://www.meteoburkina.bf/index.php>
- ANAM-BF. (2017). Données pluviométriques, Agence Nationale de la Météorologie, Ouagadougou, Burkina Faso. <http://www.meteoburkina.bf/index.php>
- Antos, J. A. et Parish, R. (2002). Dynamics of an old-growth, fire-initiated, subalpine forest in southern interior British Columbia: tree size, age, and spatial structure. *Can. J. For. Res.*, 32, 1935–1946. doi: 10.1139/X02-116.

- Anyamba, A. et Tucker, C. J. (2005). Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981–2003. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 596-614. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.007.
- Atangana, A., Khasa, D., Chang, S. et Degrande, A. (2014). Major Agroforestry Systems of the Semiarid Tropics. Dans: *Tropical Agroforestry*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 95-110. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7723-1_5.
- Aune, J. B. et Bationo, A. (2008). Agricultural intensification in the Sahel - The ladder approach. *Agricultural Systems*, 98, 119-125. doi: 10.1016/j.agsy.2008.05.002.
- Baartman, J. E. M., Temme, A. J. A. M. et Saco, P. M. (2018). The effect of landform variation on vegetation patterning and related sediment dynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(10), 2121–2135. <https://doi.org/10.1002/esp.4377>
- Bamba, A. et al. (2015). Changes in Vegetation and Rainfall over West Africa during the Last Three Decades (1981-2010). *Atmospheric and Climate Sciences*, 5, 367 -379. <http://dx.doi.org/10.4236/acs.2015.54028>
- Barbier, B., Yacouba, H., Karambiri, H., Zoromé, M. et Somé, B. (2009). Human vulnerability to climate variability in the Sahel: farmers' adaptation strategies in northern Burkina Faso. *Environmental management*, 43(5), 790 - 803. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9237-9>.
- Bationo, B A, Maïga, A., Compaoré, P. et Kalinganire, A. (2010). Dimension socioculturelle du baobab *Adansonia digitata* L. dans le Plateau central du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 306(4), 23 - 32. http://bft.cirad.fr/cd/BFT_306_23-32.pdf
- Bationo, B. A., Kalinganire, A. et Bayala, J. (2012). Potentialités des ligneux dans la pratique de l'agriculture de conservation dans les zones arides et semi-arides de l'Afrique de l'Ouest: Aperçu de quelques systèmes candidats. *ICRAF Technical Manual*, 17.
- Bationo, B. A. et Sankara, S. (2006). Démarrage du PDRD au Burkina Faso: des échanges pour favoriser la pratique de l'agroforesterie. *Sahel agroforesterie*, 7, 5-7.

- Batisani, N. (2011). The Spatio-Temporal-Severity Dynamics of Drought in Botswana. *Journal of Environmental Protection*, 2, 803-816. doi: 10.4236/jep.2011.26092.
- Bégué, A., Vintrou, E., Ruelland, D., Claden, M. et Dessay, N. (2011). Can a 25-year trend in Soudano-Sahelian vegetation dynamics be interpreted in terms of land use change? A remote sensing approach. *Global Environmental Change*, 21(2), 413-420. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.02.002>.
- Belem, B., Kaguembega-Mueller, F., Bellefontaine, R. et Graf, E. (2017). Assisted natural regeneration with fencing central and northern zones of Burkina Faso. *Tropicultura*, 35(2), 73-86. <http://www.tropicultura.org/text/v35n2/73.pdf>.
- Benjamin, J. G., Nielsen, D. C. et Vigil, M. F. (2003). Quantifying effects of soil conditions on plant growth and crop production. *Geoderma*, 116, 137-148. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00098-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00098-3)
- Berkes, F., Colding, J. et Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251-1262. <http://www.cqvip.com/QK/96329X/200603/22858278.html>.
- Bogaert, J., Barima, Y. S. S., Mongo, L. I. W., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M. et Laforteza, R. (2011). *Forest Fragmentation: Causes, Ecological Impacts and Implications for Landscape Management*. In C. Li, R. Laforteza, and J. Chen (Éds), *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation: Challenges and Solutions for Global Change* (pp. 273-296). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-12754-0_12.
- Bognounou, F., Thiombiano, A., Savadogo, P., Boussim, I. J., Oden, P. C. et Guinko, S. (2009). Woody vegetation structure and composition at four sites along a latitudinal gradient in Western Burkina Faso. *Bois et Forêt Des Tropiques*, 300(2), 29-44.
- Bonnecase, V., 2010. Retour sur la famine au sahel du début des années 1970 : la construction d'un savoir de crise. *Politique africaine*, 119, pp. 23-42. <https://doi.org/10.3917/polaf.119.0023>
- Borja, M. E. L. (2014). Climate Change and Forest Natural Regeneration in Mediterranean Mountain Areas. *Forest Research*, 03(02), 1-2. <https://doi.org/10.4172/2168-9776.1000e108>

- Bose, A. K., Weiskittel, A., Wagner, R. G. et Kuehne, C. (2016). Assessing the factors influencing natural regeneration patterns in the diverse, multi-cohort, and managed forests of Maine, USA. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1140–1150. <https://doi.org/10.1111/jvs.12433>
- Botoni, E. et 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*. CIS/CILSS, Ouagadougou.
- Brandt, M., Hiernaux, P., Rasmussen, K., Mbow, C., Kergoat, L., Tagesson, T., Ibrahim, Y. Z., Wélé, A., Tucker, C. J. et Fensholt, R. (2016). Assessing woody vegetation trends in Sahelian drylands using MODIS based seasonal metrics. *Remote Sensing of Environment*, 183, p. 215 - 225. doi: 10.1016/j.rse.2016.05.027.
- Brandt, M. et al. (2018). Reduction of tree cover in West African woodlands and promotion in semi-arid farmlands. *Nature Geoscience*, 11(5), 328–333. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0092-x>
- Brandt, M., Romankiewicz, C., Spiekermann, R. et Samimi, C. (2014a). Environmental change in time series - An interdisciplinary study in the Sahel of Mali and Senegal. *Journal of Arid Environments*, 105, 52–63. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2014.02.019>
- Brandt, M., Verger, A., Diouf, A. A., Baret, F., et Samimi, C. (2014b). Local vegetation trends in the sahel of mali and senegal using long time series FAPAR satellite products and field measurement (1982-2010). *Remote Sensing*, 6(3), p. 2408-2434. doi: 10.3390/rs6032408.
- Bray, J. R. et Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs. John Wiley & Sons, Ltd*, 27(4), 325-349. doi: 10.2307/1942268.
- Breu, T., Humi, H., Portner, B., Schwilch, G., Wolfgramm, B., Messerli, P. et Herweg, K. (2011). Sustainable Land Management and Global Development : Factors Affecting Land Users' Efforts to Adopt and Sustain the Productive Use of Natural Resources. Dans H. H. Wiesmann U (Ed.), *Research for sustainable Development: Foundations, experiences, and Perspectives*. Geographica Bernensia, Bern, Switzerland, pp. 427–449

- Broge, N. H. et Leblanc, E. (2000). Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. *Remote Sensing of Environment*, 76, 156-172. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00197-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00197-8).
- Burkina-Faso (2000). *Programme d'action national de lutte contre la désertification*. Ouagadougou, Burkina Faso.
- Caloz, R. et Collet, C. (2001). *Précis de télédétection-Volume 3: Traitements numériques d'images de télédétection*, Presses de l'université du Québec et Agence universitaire de la Francophonie, Québec, Canada.
- Campbell N. et Reece J. B. (2012). *Biologie de Campbell, 4^e édition*. Pearson/ERPI.
- Cardarelli, F. (2008). *Materials Handbook*. London: Springer London. <https://doi.org/10.1007/978-1-84628-669-8>
- CARI (2003). *La lutte contre la désertification : un cadre international*. Viols-le-Fort, France.
- Carter, N. H., Viña, A., Hull, V., McConnell, W. J., Axinn, W., Ghimire, D. et Liu, J. (2014). Coupled human and natural systems approach to wildlife research and conservation. *Ecology and Society*, 19(3). <https://doi.org/10.5751/ES-06881-190343>
- Ceperley, N., Montagnini, F. et Natta, A. (2010). Significance of sacred sites for riparian forest conservation in Central Benin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 303(1), 5-23.
- Chang, C. C. et Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107(2), 503-509. doi: 10.1111/1365-2745.13132.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K. et Shen, T.-J. (2006). Abundance-Based Similarity Indices and Their Estimation When There Are Unseen Species in Samples. *Biometric*, 62, 361-371. doi: 10.1111/j.1541-0420.2005.00489.x.
- Chaubet, B. (1992). Diversité écologique, aménagement des agro-écosystèmes et favorisation des ennemis naturels des ravageurs: cas des aphidiphages. *Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA*, 18, 45-63.

- Chenot, J. (2018). *Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières : faire avec, refaire ou laisser faire la nature ?* Thèse de doctorat en Biologie végétale. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, France.
- Clements, F. E. (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington: Carnegie institution of Washington.
- Couwenberghe, R. V. A. N. (2011). *Effets des facteurs environnementaux sur la distribution et l'abondance des espèces végétales forestières aux échelles locales et régionales*. AgroParisTech. Paris, France.
- CPC (2017). Africa Rainfall Climatology Version 2.0 (ARC2) data. <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>.
- CPCS (1967). *Classification des sols*. Commission de Pédologie et de cartographie des sols, France.
- Cruz, M., Foster, J., Quillin, B. et Schellekens, P. (2015). *Ending Extreme Poverty and Sharing Prosperity: Progress and Policies*. Édité par World Bank. World Bank.
- D'odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K. F., Ravi, S., Runyan, Ch. W., (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, 51, 326-344. doi: 10.1016/j.advwatres.2012.01.013.
- Dabat, M. H., Lahmar, R. et Guissou, R. (2012). La culture du niébé au Burkina Faso : une voie d'adaptation de la petite agriculture à son environnement ? *Autrepart*, 62, 95-114. doi: 10.3917/autr.062.0095.
- Dagnelie, P. (1998). *Statistiques théoriques et appliquées. Tome 1 : Statistique descriptive et bases de l'influence statistique*. Paris et Brussels: De Boeck et Larcier.
- Darwin, C. (1921) *L'Origine des espèces au moyen de la sélection naturelle ou la lutte pour l'existence dans la nature, origine des espèces au moyen de la sélection naturelle, ou, La lutte pour l'existence dans la nature*. Paris : Ancienne Librairie Schleicher. doi: 10.1522/24756283.
- Deblauwe, V., Couteron, P., Bogaert, J., Barbier, N. (2012). Determinants and

dynamics of banded vegetation pattern migration in arid climates. *Ecological Monographs*, 82(1), 3–21. <https://doi.org/10.1890/11-0362.1>

De-Plaen, R. (2005). *La lutte contre la désertification et contre la pauvreté : même combat*. CRDI, Ottawa, Canada.

Dia, A. H., Becerra, S. et Gangneron, F. (2008). Crises climatiques, ruptures politiques et transformations de l'action publique environnementale au Mali. *Vertigo*, 8(1). doi: 10.4000/vertigo.1468.

Dijk, H. V. et Bose, P. (2016). Dryland Landscapes: Forest Management, Gender and Social Diversity in Asia and Africa. Dans: Bose, P. et Dijk, H. V. (éd.) *Dryland Forests: Management and Social Diversity in Africa and Asia*. Cham: Springer International Publishing, p. 3–21. doi: 10.1007/978-3-319-19405-9_1.

Dimobe, K., Ouédraogo, A., Soma, S., Goetze, D., Porembski, S. et Thiombiano, A. (2015). Identification of driving factors of land degradation and deforestation in the Wildlife Reserve of Bontioli (Burkina Faso, West Africa). *Global Ecology and Conservation*, 4, 559 – 571. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.006>.

Dollinger, J. et Shibu, J. (2018). Agroforestry for soil health. *Agroforestry Systems*, 92 (2):213–219. doi: 10.1007/s10457-018-0223-9.

Doso-Jnr, S. (2014). Land degradation and agriculture in the Sahel of Africa: causes, impacts and recommendations. *Journal of Agricultural Science and Applications*, 03(03), p. 67–73. doi: 10.14511/jasa.2014.030303.

Drouin, R. (2018). *Écosystème: Un Framework pour la Simulation Visuelle Interactive Assistée*. Thèse de doctorat, Université Laval.

Durand, J., (1977). A propos de la sécheresse et ses conséquences au Sahel. *Cahiers d'outre-Mer*, 30(120), 383–403. <https://doi.org/doi.org/10.3406/caoum.1977.2836>

EEM (2005). *Ecosystèmes et bien-être humain: Synthèse sur la désertification*. Washington, DC.: Island Press.

Eklundh, L. et Olsson, L. (2003). Vegetation index trends for the African Sahel 1982-

1999. *Geophys Res Lett*, 30(8). <http://doi.wiley.com/10.1029/2002GL016772>.

Elsawah, S., Pierce, S. A., Hamilton, S. H., van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A. et Jakeman, A. J., (2017). An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environmental Modelling & Software*, 93, 127–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>

Epule, E. T., Peng, C., Lepage, L. et Chen, Z. (2014). The causes, effects and challenges of Sahelian droughts: A critical review. *Regional Environmental Change*, 14, 145–156. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0473-z>.

Epule, T. E., Ford, J. D., Lwasa, S. et Lepage, L., (2017). Climate change adaptation in the Sahel. *Environmental Science and Policy*, 75, 121–137. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.05.018>

Erktan, A. (2013) *Interactions entre composition fonctionnelle de communautés végétales et formation des sols dans des lits de ravines en cours de restauration écologique*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble.

FAO (1993) *Développement durable des terres arides et lutte contre la désertification*. Rome, Italie.

FAO (2006) *Evaluation des systèmes d'alerte précoce pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne*. Notes d'orientation, Rome, Italie.

FAO (2010). Lignes directrices pour la gestion durable des forêts en zones arides d'Afrique subsaharienne. *Document de travail sur les Forêts et la Foresterie en zones arides*, Vol. 1.

Faye, M. D. et al. (2011). Farmers' preferences for tree functions and species in the west african sahel. *Forests Trees and Livelihoods*, 20(2–3), pp. 113–136. doi: 10.1080/14728028.2011.9756702.

Fensholt, R., Sandholt, I. et Rasmussen, M. S., (2004). Evaluation of MODIS LAI, fAPAR and the relation between fAPAR and NDVI in a semi-arid environment using in situ measurements. *Remote Sensing of Environment*, 91(3), 490–507. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.04.009>

- Fisher, R.A. (1922). On the Mathematical Foundations of Theoretical Statistics. Dans: Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, *Containing Papers of a Mathematical or Physical Character*, 222, pp.309–368.
- Fontès, J. et Guinko, S. 1995. Carte de la végétation et de l'occupation des sols du Burkina Faso. Ministère de la Coopération Française : projet campus (88 3 13 101), Toulouse, France.
- Freychet, N., Hsu, H. H., Chou, C. et Wu, C. H. (2015). Asian summer monsoon in CMIP5 projections: A link between the change in extreme precipitation and monsoon dynamics. *Journal of Climate*, 28, p. 1477-1493. doi: 10.1175/JCLI-D-14-00449.1.
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D. et Luczak, C. (2008). *Écosystèmes - Structure, Fonctionnement, Évolution*. 4e éd. Paris: Sciences Sup, Dunod.
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N. et Christy, A. (2015). Ndvi: Vegetation Change Detection Using Remote Sensing and Gis - A Case Study of Vellore District. *Procedia Computer Science*, 57, 1199 - 1210. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.07.415>.
- Georganos, S. (2016). *Exploring the spatial relationship between NDVI and rainfall in the semi-arid Sahel with geographically weighted regression*. Master thesis, Lund University.
- Georganos, S., Abdi, A. M., Tenenbaum, D. E. et Kalogirou, S. (2017). Examining the NDVI-rainfall relationship in the semi-arid Sahel using geographically weighted regression. *Journal of Arid Environments*, 146, 64 - 74. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.06.004>.
- Gerardin, V. et Ducruc, J. P. (1990). An objective approach to evaluating natural drainage of forest mineral soils for non-specialists. *Vegetatio*, 87(2), 127–133. <https://doi.org/10.1007/BF00042949>
- Ghazoul, J. (2013). Deforestation and Land Clearing. Dans: S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition). Waltham: Academic Press. pp. 447–456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00281-1>

- GIEC (2013). *Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Royaume-Uni et New York.
- Gonzalez, P., Tucker, C. J. et Sy, H. (2012). Tree density and species decline in the African Sahel attributable to climate. *Journal of Arid Environments*, 78, p. 55-64. doi: 10.1016/j.jaridenv.2011.11.001.
- Gregory, P. J. et Nortcliff, S. (2013). *Soil conditions and plant growth*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118337295>
- Guinko S. 1984. Végétation de la Haute-Volta. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux III, Bordeaux, France
- Guissou R., Ilboudo F., Oula D., Diendéré A. et Morou D. (2012). *Analyse des incitations et pénalisations pour le sésame au Burkina Faso*. SPAAA/ FAO, Rome.
- Gunasekara, N. K., Al-Wardy, M. M., Al-Rawas, G. A. et Charabi, Y. (2015). Applicability of VI in arid vegetation delineation using shadow-affected SPOT imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1 - 11. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4662-8>.
- Hagos, S. M. et Cook, K. H. (2008). Ocean Warming and Late-Twentieth-Century Sahel Drought and Recovery. *American Meteorological Society*, 21, p. 3797-3814. doi: 10.1175/2008JCLI2055.1.
- Hair, J. F. J., Black, W. C., Babin, B. J. et Anderson, R. E., (2014). *Multivariate Data Analysis*. London, Pearson. www.pearsoned.co.uk
- Hamndou, D. A. et Requier-Desjardins, M. (2008). Variabilité climatique, désertification et biodiversité en Afrique : s'adapter, une approche intégrée. *VertigO*, 8(1). doi: 10.4000/vertigo.5356.
- Hänke, H., Börjeson, L., Hylander, K. et Enfors-Kautsky, E. (2016). Drought tolerant species dominate as rainfall and tree cover returns in the West African Sahel. *Land Use Policy*, 59, 111 - 120. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.023>.

- Harris, J. a., Hobbs, R. J., Higgs, E. et Aronson, J. (2006). Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14(2), 170 - 176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>.
- Hartmann, D. L. et al. (2013). Observations: Atmosphere and Surface. Dans: Stocker, T. F. et al. (éd.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, p. 159-254.
- Hatfield, J. L. et Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4-10. doi: 10.1016/j.wace.2015.08.001.
- Hedhly, A., Hormaza, J. I. et Herrero, M. (2008). Global warming and sexual plant reproduction. *Trends in Plant Science*, 14(1), 30-36. doi: 10.1016/j.tplants.2008.11.001.
- Herrmann, S. M. et Hutchinson, C. F. (2005). The changing contexts of the desertification debate. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 538-555. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.003.
- Herrmann, S. M., Anyamba, A. et Tucker, C. J. (2005). Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change*, 15(4), p. 394 - 404. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2005.08.004.
- Herrmann, S. M. et Hutchinson, C. F. (2005). The changing contexts of the desertification debate. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 538-555. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.03.003>
- Hiernaux, P., Diarra, L., Trichon, V., Mougou, E., Soumaguel, N. et 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), p. 103-113. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.01.043.
- Hiernaux, P., Cissé, M., Diarra, L. et Leeuw, P. De. (1994). Fluctuations saisonnières de la feuillaison des arbres et des buissons sahéliens. Conséquences pour la quantification des ressources fourragères. *Revue Elev. Méd. Vét. Pays Trop.*, 47(1), 117-125.

- Huber, S., Fensholt, R., Rasmussen, K. (2011). Water availability as the driver of vegetation dynamics in the African Sahel from 1982 to 2007. *Global and Planetary Change*, 76, 186-195. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.01.006>
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. doi: 10.1016/0034-4257(88)90106-X.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. ., Gao, X. et Ferreira, L., (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Hull, V., Tuanmu, M.-N. et Liu, J., (2015). Synthesis of human-nature feedbacks. *Ecology and Society*, 20(3). <https://doi.org/10.5751/ES-07404-200317>
- Hulme, M. (2001). Climatic perspectives on Sahelian desiccation: 1973–1998. *Global Environmental Change*, 11(1), 19-29. doi: 10.1016/S0959-3780(00)00042-X.
- Hussein, S. O.; Kovács, F. et Tobak, Z. (2017). Spatiotemporal Assessment of Vegetation Indices and Land Cover for Erbil City and Its Surrounding Using Modis Imageries. *Journal of Environmental Geography*, 10(1 - 2), 31 - 39. <https://doi.org/10.1515/jengeo-2017-0004>.
- Hutchinson, C.F., Herrmann, S.M., Maukonen, T. et Weber, J. (2005). Introduction : The “Greening” of the Sahel. *Journal of Arid Environments*, 63, p. 535-537. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.002.
- Ibrahim, B. (2012). *Caractérisation des saisons de pluies au Burkina Faso dans un contexte de changement climatique et évaluation des impacts hydrologiques sur le bassin du Nakanbé*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- INSD (2007). *Analyse des résultats de l'enquête annuelle sur les conditions de vie des ménages (EA/QUIBB) en 2007*. Ouagadougou, Burkina Faso.
- INSD (2010). *Analyse de quelques résultats des données de la phase principale de l'enquête intégrale sur les conditions de vie des ménages (EICVM 2009)*. Ouagadougou, Burkina Faso.

- INSD (2017). *Projections démographiques des communes du Burkina Faso de 2007 à 2020*. Ouagadougou, Burkina Faso.
- INSD et ICF International, 2012. *Enquête Démographique et de Santé et à Indicateurs Multiples du Burkina Faso 2010*. INSD et ICF International, Calverton, Maryland, USA
- INSD. (2016). *Annuaire statistique 2015*. INSD, Ouagadougou, Burkina Faso
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. C. Univers. Édité par M. L. Parry et al. Cambridge, UK.
- IPCC (2018). *Global Warming of 1.5 °C. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Édité par V. Masson-Delmotte et al. In Press.
- Jamali, S., Jönsson, P., Eklundh, L., Ardö, J. et Seaquist, J. (2015). Detecting changes in vegetation trends using time series segmentation. *Remote Sensing of Environment*, 156, 182-195. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.010>.
- Jamali, S., Seaquist, J., Eklundh, L. et Ardö, J. (2014). Automated mapping of vegetation trends with polynomials using NDVI imagery over the Sahel. *Remote Sensing of Environment*, 141, 79-89. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.10.019>.
- Jauffret, S. (2007). Introduction Pourquoi la surveillance écologique à long terme dans les zones arides et semi-arides. *Sécheresse*, 18(4), 232 - 235. doi: 10.1684/sec.2007.0109.
- Jiang, Z., Huete, A.R., Didan, K. et Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sens Environ*, 112, 3833-3845. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708001971>.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest Syst*, 76, 1-10. doi: 10.1007/s10457-009-9229-7.

- Kagamèbga, W. F., Thiombiano, A., Traoré, S., Zougmoré, R. et Boussim, J. I. (2011). Survival and growth responses of *Jatropha curcas* L. to three restoration techniques on degraded soils in Burkina Faso. *Ann. For. Res.*, 54(2), 171-184.
- Kandji, S. T., Verchot, L. et Jens, M. (2006). *Climate Change and Variability in the Sahel Region : Impacts and Adaptation Strategies in the Agricultural Sector*. Nairobi: ICRAF/ UNEP.
- Kempton, R. A. (2006). Species Diversity. Dans *Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. doi: 10.1002/9780470057339.vas046.
- Kindt, R. et Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: ICRAF
- Kitoh, A., Endo, H., Krishna K., K., Cavalcanti, I. F.A., Goswami, P. et Zhou, T. (2013). Monsoons in a changing world: A regional perspective in a global context. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(8), p. 3053 -3065. doi: 10.1002/jgrd.50258.
- Koglo, Y. S., Gaiser, T., Agyare, W. A., Sogbedji, J. M. et Kouami, K. (2019). Implications of some major human-induced activities on forest cover using extended change matrix quantity and intensity analysis based on historical Landsat data from the Kloto District, Togo. *Ecological Indicators*, 96, 628-634. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.042>.
- König, D. (2012). Influence de l'agroforesterie sur l'érosion hydrique et la restauration de la productivité des sols ferrallitiques acides du Rwanda. Dans Roose, É. et al. (éd.) *Lutte antiérosive: Réhabilitation des sols tropicaux et protection contre les pluies exceptionnelles*. IRD. doi: 10.4000/books.irdeditions.13547.
- Kusserow, H. (2017). Desertification, resilience, and re-greening in the African Sahel- a matter of the observation period? *Earth Syst. Dynam*, 8, 1141-1170. doi: 10.5194/esd-8-1141-2017.
- Lahmar, R., Bationo, B. A., Lamsoc, N. D., Guéroc, Y. et Tittonella, P. (2012). Tailoring conservation agriculture technologies to West Africa semi-arid zones: Building on traditional local practices for soil restoration. *Field Crops Research*, 132, 158-167. doi: 10.1016/j.fcr.2011.09.013.

- Lavauden, L. (1941). Les forêts coloniales de la France. Mémoire couronné par l'Académie des Sciences coloniales. *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale*, 21(239-240), 285-365. doi: 10.3406/jatba.1941.2133.
- Lebel, T. et Ali, A. (2009). Recent trends in the Central and Western Sahel rainfall regime (1990–2007). *Journal of Hydrology*, 375(1 - 2), 52-64. doi: 10.1016/j.jhydrol.2008.11.030.
- Lebrun, J.-P., Toutain, B., Gaston, A. et Boudet, G. (1991) *Catalogue des plantes vasculaires du Burkina Faso*. Maisons-Alfort : CIRAD-IEMVT.
- Lee, D., Min, S. K., Jin, J., Lee, J. W., Cha, D. H., Suh, M. S., Ahn, J. B., Hong, S. Y., Kang, H. S. et Joh, M. (2017). Thermodynamic and dynamic contributions to future changes in summer precipitation over Northeast Asia and Korea: a multi-RCM study. *Climate Dynamics*, 49, 4121-4139. doi: 10.1007/s00382-017-3566-4.
- Leroy, M., Derroire, G., Vendé, J., et Leménager, T. (2013). *La gestion durable des forêts tropicales - De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion*. AFD, Paris, France.
- Lockwood, J. L. (1997). An Alternative to Succession: Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts. *Restoration & Management Notes*, 15(1), 45-50. doi: 10.2307/43440077.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., et Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365 - 2407. <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863>.
- Magurran, A. E. (2005). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- Manning, K. (2010). A developmental history for early West African agriculture. Dans Allsworth-Jones, P. (éd.) *West African archaeology: New developments, new perspectives*, p. 43-52. doi: 10.1080/0067270X.2011.609746.
- Marcon, E. (2017). *Mesures de la Biodiversité*. UMR Écologie des forêts de Guyane. Guyane.

- Martins, F., Alegria, C. et Gil, A. (2016). Mapping invasive alien *Acacia dealbata* Link using ASTER multispectral imagery : a case study in central-eastern of Portugal. *Forest Systems*, 25(3). <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2016253-09248>.
- Marzen, L. J., Szantoi, Z., Harrington, L. M. B., et Harrington, J. A. (2011). Implications of management strategies and vegetation change in the Mount St. Helens blast zone. *Geocarto International*, 26(5), 359-376. <https://doi.org/10.1080/10106049.2011.584977>.
- Mbow, C., Smith, P., Skole, D., Duguma, L. et Bustamante, M., (2014). Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6, 8-14. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2013.09.002>
- McCarty, J. P. et Zedler, J. B. (2002). Restoration, Ecosystem. Dans H. A. Mooney and J. G. Canadell (Éds), *The Earth system: biological and ecological dimensions of global environmental change*, Encyclopedia of Global Environmental Change, 2, 532-539. Chichester.
- Mckee, T. B., Doesken, N. J. et Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. Dans: *Eighth Conference on Applied Climatology*, 17-22. Anaheim, California.
- Mering, C., Andrieu, J., Emeterio, S. A. N. et Toulouse, B. (2010). Analyse spatio-temporelle du couvert végétal au Sahel par Télédétection : intérêt d'une approche multi scalaire Analyse spatio-temporelle du couvert végétal au Sahel par Télédétection. Dans : *Les échelles pour les géographes et les autres, actes du colloque Géopoint*, 261-267. Avignon.
- Mortimore, M. (2016). Changing Paradigms for People-Centred Development in the Sahel. Dans Behnke, R. et Mortimore, M. (éd.) *The End of Desertification? : Disputing Environmental Change in the Drylands*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 65-98. doi: 10.1007/978-3-642-16014-1_3
- Mortimore, M., (2010). Adapting to drought in the Sahel: lessons for climate change. *Ltd. WIREs Clim Change*, 1, 134-143. <https://doi.org/10.1002/wcc.025>
- Mountford, G. L., Atkinson, P. M., Dash, J., Lankester, T. et Hubbard, S. (2017). Sensitivity of Vegetation Phenological Parameters: From Satellite Sensors to Spatial Resolution and Temporal Compositing Period. *Sensitivity Analysis in*

- Earth Observation Modelling*, 75 - 90. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803011-0.00004-5>.
- Nair, R. P. K. (2014). Agroforestry: Practices and Systems. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 1, 270-282. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00021-8>.
- Nations-Unies (1992). Agenda 21-Sustainable Development. Dans : *United Nations Conference on Environment & Development*, Rio de Janeiro, Brazil.
- Nations-Unies (1994). *Convention des Nations-Unies sur la lutte contre la désertification dans les pays gravement touchés par la sécheresse et/ou la désertification, en particulier en Afrique*. Paris, France.
- Nicholson, S. (2005). On the question of the “recovery” of the rains in the West African Sahel. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 615 - 641. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.004.
- Nicholson, S. E., Funk, C., et Fink, A. H. (2018). Rainfall over the African continent from the 19th through the 21st century. *Global and Planetary Change*, 165, 114 -127. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.12.014>.
- Nicolas, V. et al. (2013) Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques. Pourquoi ? Comment ? ASTEE. Nanterre, France.
- Nkoudou, T. H. M. (2015). Stratégies de valorisation des savoirs locaux africains : questions et enjeux liés à l’usage du numérique au Cameroun. *Éthique Publique*, 17(2). doi: 10.4000/ethiquepublique.2343.
- Nutini, F., Boschetti, M., Brivio, P. A., Bocchi, S., et Antoninetti, M. (2013). Land-use and land-cover change detection in a semi-arid area of Niger using multi-temporal analysis of Landsat images. *International Journal of Remote Sensing*, 34(13), 4769-4790. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.781702>.
- OCDE (2001). Liens entre pauvreté, environnement et égalité homme-femme. *Dossiers du CAD*, 2(4). Disponible à: www.crdi.ca/pre.
- Olsson, L., Eklundh, L. et Ardö, J. (2005). A recent greening of the Sahel—trends, patterns and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 556-566.

doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.008.

ORSTOM (1973). Carte pédologique de reconnaissance de la République de Haute-Volta, échelle: 1 : 500 000. ORSTOM, Dakar

Ouédraogo, I. (1994). *Géologie et hydrogéologie des formations sédimentaires de la Boucle du Mouhoun (Burkina Faso)*. Thèse de doctorat, Université Cheikh Anta Diop de Dakar.

Ouédraogo, P. et al. (2017). Uses and vulnerability of ligneous species exploited by local population of northern Burkina Faso in their adaptation strategies to changing environments. *Agriculture and Food Security*, 6(15), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s40066-017-0090-z>.

Ozer, P., Hountondji, Y.-C., Niang, A. J., Karimoune, S., Manzo, O. L., et Salmon, M. (2010). Désertification au Sahel: historique et perspectives. *BSGLg*, 54, 69-84.

Panthou, G. et al. (2018). Rainfall intensification in tropical semi-arid regions: The Sahelian case. *Environmental Research Letters*, 13(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac334>.

Park, J.-Y., Bader, J. et Matei, D. (2016). Anthropogenic Mediterranean warming essential driver for present and future Sahel rainfall. *Nature Climate Change*, 6, p. 941-945. doi: 10.1038/NCLIMATE3065.

Payero, J. O., Neale, C. M. U., et Wright, J. L. (2004). Comparison of eleven vegetation indices for estimating plant height of alfalfa and grass. *American Society of Agricultural Engineers*, 20(3), 385-393. <https://naldc.nal.usda.gov/download/10026/PDF>.

Peltier, R. J., Dessard, H., Alzouma, R. G. et Ichaou, A. (2009). Bilan après quinze ans de gestion communautaire d'une forêt villageoise de l'Ouest nigérien. *Sécheresse*, 20(1), p. 20-31.

Petrosillo, I., Aretano, R. et Zurlini, G., (2015). Socioecological Systems. *Encyclopedia of Ecology*, 4, 419-425. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X>

PNUD (2016) *Rapport sur le développement humain 2016*. New York, États-Unis.

- Poan, E. D., Gachon, P., Dueymes, G., Diaconescu, E., Laprise, R. et Sanda, I. S. (2016). West African monsoon intraseasonal activity and its daily precipitation indices in regional climate models: diagnostics and challenges. *Climate Dynamics*, 47, p. 3113-3140. doi: 10.1007/s00382-016-3016-8.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H. et Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48, 119-126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1).
- Rasmussen, K., Fensholt, R., Fog, B., Vang Rasmussen, L. et Yanogo, I. (2014). Explaining NDVI trends in northern Burkina Faso. *Geografisk Tidsskrift*, 114(1). <https://doi.org/10.1080/00167223.2014.890522>.
- Reij, C. P. et Smaling, E. M. A. (2008). Analyzing successes in agriculture and land management in Sub-Saharan Africa: Is macro-level gloom obscuring positive micro-level change? *Land Use Policy*, 25, p. 410 - 420. doi: 10.1016/J.LANDUSEPOL.2007.10.001.
- Reij, C. et Garrity, D. (2016). Scaling up farmer-managed natural regeneration in Africa to restore degraded landscapes. *Biotropica*, 48(6), 834 - 843. <https://doi.org/10.1111/btp.12390>.
- Reij, C., Tappan, G. et Belemvire, A. (2005). Changing land management practices and vegetation on the Central Plateau of Burkina Faso (1968–2002). *Journal of Arid Environments*, 63, p. 642-659. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.010.
- Reij, C., Tappan, G. et Smale, M. (2009). Agroenvironmental transformation in the Sahel : Another kind of "Green Revolution". *IFPRI Discussion Paper*, 00914.
- Requier-Desjardins, M. et Caron, P. (2005). La lutte contre la désertification: un bien public mondial environnemental? *Les dossiers thématiques du CSFD*, 1.
- Réquier-Desjardins, M., Jauffret, S. et Khatra, N. B. (2009). Lutter contre la désertification. Dans Ciheam et al. (éd.) *MediTERRA 2009*. Presses de Sciences Po, p. 137-182.
- Ricotta, C. et Podani, J. (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity*, 31, 201 - 205. doi: 10.1016/j.ecocom.2017.07.003.

- Roberty, G. (1946). *Les associations végétales de la vallée moyenne du Niger*. Bern: Verlag Hans Huber.
- Roberty, G. (1954). *Petite flore de l'Ouest-Africain*. ORSTOM. Paris, France.
- Rondeaux, G., Steven, M. et Baret, F. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2), 95-107. doi: 10.1016/0034-4257(95)00186-7.
- Roquet, D. (2008). Partir pour mieux durer: La migration comme réponse à la sécheresse au Sénégal? *Espace-Populations-Sociétés*, 1, 37 - 53. doi: 10.4000/eps.2374.
- Rovero, M., (2017). Nutrient Cycling Causes and Impacts of Desertification. In book: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.10669-4
- Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S. et Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185, 57-70. doi: 10.1016/j.rse.2015.12.024.
- Sambare, O., Ouedraogo, O., Wittig, R. et Thiombiano, A. (2011). Diversité et écologie des groupements ligneux des formations ripicoles du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(5), 1782-1800. doi: 10.4314/ijbcs.v4i5.65587.
- Sanou, L., Savadogo, P., Ezebilo, E. E. et Thiombiano, A., (2019). Drivers of farmers' decisions to adopt agroforestry: Evidence from the Sudanian savanna zone, Burkina Faso. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 34(2), 116-133. <https://doi.org/10.1017/S1742170517000369>
- Sattout, E. et Caligari, P. D. S. (2011). Forest biodiversity assessment in relic ecosystem: Monitoring and management practice implications. *Diversity*, 3, p. 531-546. doi: 10.3390/d3030531.
- Savadogo, P., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Odén, P. C. (2007). Woody species composition, structure and diversity of vegetation patches of a Sudanian savanna in Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 294(4), p. 5-20.

- Schmidt, M. et Zizka, G. (2014). Plant species associated with different levels of species richness and of vegetation cover as indicators of desertification in Burkina Faso (West Africa). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 17, p. 3-8.
- Sendzimir, J., Reij, C. P. et Magnuszewski, P. (2011). Rebuilding Resilience in the Sahel : Regreening in the Maradi and Zinder Regions of Niger. *Ecology and Society*, 16(3):1. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04198-160301>
- Sherratt, J. A., (2015). Using wavelength and slope to infer the historical origin of semiarid vegetation bands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(14), 4202–4207. <https://doi.org/10.1073/pnas.1420171112>
- Shoko, C., Dube, T., Sibanda, M., Gumindoga, W., (2015). In-depth analysis of the impacts of rural population growth on the natural environment: a GIS and remote sensing approach *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 70(2), 149–153. <https://doi.org/10.1080/0035919X.2015.1014877>
- Sidibé, D., Sanou, H., Bayala, J. et Teklehaimanot, Z. (2017). Yield and biomass production by African eggplant (*Solanum aethiopicum*) and sorghum (*Sorghum bicolor*) intercropped with planted Ber (*Ziziphus mauritiana*) in Mali (West Africa). *Agroforestry Systems*, 91(6), 1031-1042. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9978-z>.
- Sims, B. et Kienzle, J. (2016). Making Mechanization Accessible to Smallholder Farmers in Sub-Saharan Africa. *Environments*, 3(11), 1-18. doi: 10.3390/environments3020011.
- Sissoko, K., Keulen, H. V., Verhagen, J., Tekken, V. et Battaglini, A. (2011). Agriculture, livelihoods and climate change in the West African Sahel. *Reg Environ Change*, 11, 119-125. doi: 10.1007/s10113-010-0164-y.
- Somarriba, E. (1992). Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems*, 19(3), 233-240. doi: 10.1007/BF00118781.
- Sönmez, F. K., Kömüscü, A. Ü., Erkan, A. et Turgu, E. (2005). An analysis of spatial and temporal dimension of drought vulnerability in Turkey using the standardized precipitation index. *Natural Hazards*, 35(2), p. 243 -264. doi: 10.1007/s11069-004-5704-7.

- Sop, T. K. et Oldeland, J. (2013). Local perceptions of woody vegetation dynamics in the context of a “greening sahel”: A case study from Burkina Faso. *Land Degradation and Development*, 24, p. 511-527. doi: 10.1002/ldr.1144.
- Spiekermann, R., Brandt, M. et Samimi, C. (2015). Woody vegetation and land cover changes in the Sahel of Mali (1967-2011). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.08.007>.
- Steinig, S., Harlaß, J., Park, W. et Latif, M., (2018). Sahel rainfall strength and onset improvements due to more realistic Atlantic cold tongue development in a climate model. *Scientific Reports*, 8(2569), 1-9. doi: 10.1038/s41598-018-20904-1.
- Stephane, S. C. (2013). *Strategie de mecanisation de l'agriculture familiale en Afrique Subsaharienne*. Institut des régions chaudes, Montpellier SupAgro, Montpellier, France.
- Suding, K. N., Gross, K. L. et Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(1), 46-53. doi: 10.1016/j.tree.2003.10.005.
- Ta, L. H. (2017). La mise en oeuvre de la Convention des Nations-Unies sur la lutte contre la désertification au Burkina Faso. *Law, Environment and Development Journal*, 13(2). <http://www.lead-journal.org/content/17094.pdf>
- Tassin, J. (2012). Un agrosystème est-il un écosystème? *Cahiers Agricultures*, 21(1), 57-63. doi: 10.1684/agr.2012.0541.
- Thiombiano A. et Kampmann D. 2010. *Biodiversity Atlas of West Africa, Volume II: Burkina Faso*. Ouagadougou and Frankfurt/main.
- Thiombiano, A., Schmidt, M., Dressler, S., Ouédraogo, A., Hahn, K. et Zizka, G. (2012) *Catalogue des plantes vasculaires du Burkina Faso*. Boissiera, 65. Genève.
- Thiombiano, D. N. E., Lamien, N., Dibong, S. D. et Boussim, I. J. (2010). État des peuplements des espèces ligneuses de soudure des communes rurales de Pobé-Mengao et de Nobéré (Burkina Faso). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 9(1):1104-16.

- Tindano, E. et al. (2015). La végétation des inselbergs du Sahel burkinabé. *Bois et Forêts des Tropiques*, 325(3), p. 21-33.
- UNCCD (2011). *Désertification : une synthèse visuelle*. CNULD.
- Vaughan, H., Brydges, T., Fenech, A. et Lumb, A. (2001). Monitoring long-term ecological changes through the ecological monitoring and assessment network: science-based and policy relevant. *Environmental Monitoring and Assessment*, 67, p. 3-28.
- Verchot, L. V. et al. (2007). Climate change: Linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(5), 901-918. <https://doi.org/10.1007/s11027-007-9105-6>
- Verón, S. R., Martín O., and José, M. P. 2005. Production as a function of resource availability: Slopes and efficiencies are different. *Journal of Vegetation Science* 16 (3),351-354. doi: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02373.x
- Vignaroli, P., (2017). Building Resilience to Drought in the Sahel by Early Risk Identification and Advices. Dans: M. Tiepolo, A. Pezzoli, & V. Tarchiani (Eds.), *Renewing Local Planning to Face Climate Change in the Tropics* (pp. 151-167). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-59096-7_8
- Viña, A., Gitelson, A. A., Nguy-Robertson, A. L. et Peng, Y. (2011). Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3468 - 3478. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.010>.
- Vincke, C., Dhiou, I. D. et Grouzis, M. (2009). Long term dynamics and structure of woody vegetation in the Ferlo (Senegal). *Journal of Arid Environments*, 74, p. 268-276. doi: 10.1016/j.jaridenv.2009.08.006.
- Walker, L. R. et Moral, R. Del (2003). *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press. doi: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511615078>.
- Wang, C., Zhang, L., Lee, S.-K., Wu, L. et Mechoso, C. R. (2014). A global perspective on CMIP5 climate model biases. *Nature Climate Change*, 4(3), 201 - 205.

<https://doi.org/10.1038/nclimate2118>.

- Wu, W. (2014). The Generalized Difference Vegetation Index (GDVI) for dryland characterization. *Remote Sensing*, 6(2), 1211 - 1233. <https://doi.org/10.3390/rs6021211>.
- Xu, D. et Guo, X. (2014). Compare NDVI Extracted from Landsat 8 Imagery with that from Landsat 7 Imagery. *American Journal of Remote Sensing*, 2(2), 10-14. doi: 10.11648/j.ajrs.20140202.11.
- Xu, M. et al. (2017). Recent Sedimentation Rates of Shallow Lakes in the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River: Patterns, Controlling Factors and Implications for Lake Management. *Water*, 9(617), 1-18. <https://doi.org/10.3390/w9080617>
- Yameogo, G., Yelemou, B., Boussim, I.J. et Traore, D. (2013). Gestion du parc agroforestier du terroir de Vipalogo (Burkina Faso) : contribution des ligneux à la satisfaction des besoins des populations. *Int J Biol Chem Sci*, 7(3), 1087-1105. doi: 10.4314/ijbcs.v7i3.16.
- Yao, R., Wang, L., Huang, X., Chen, X. et Liu, Z. (2019). Increased spatial heterogeneity in vegetation greenness due to vegetation greening in mainland China. *Ecological Indicators*, 99, 240 - 250. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.039>.
- Yelemou B., Yameogo G., Bationo B.A., Jeanne R. et Hien V. (2012). Les formations à Piliostigma en zone sahélo-soudanienne du Burkina Faso: Etat des peuplements, dynamique de la régénération sexuée et pression anthropique. *Int J Biol Chem Sci*, 6(5), 2083-2096. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i5.17>
- Yelemou, B., Bationo, B. A., Yameogo, G. et Millogo-Rasolodimby, J. (2007). Gestion traditionnelle et usages de Piliostigma reticulatum sur le Plateau central du Burkina Faso. *Bois Et Forêts Des Tropiques*, 291(1), 55-66.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis (5e éd.)*. Pearson Education International.
- Zhu, Z. (2017). Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 370 - 384.

<https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2017.06.013>.

Zida, W. A., Traoré, F., Bationo, B. A. et Waaub, J.-P. (2019a). Dynamic of Sahelian agroecosystems woody plant cover of the Northern Region of Burkina Faso since 1970s-1980s droughts. *Les Cahiers du GERAD*, G-2019-54.

Zida, W. A., Bationo, B. A. et Waaub, J.-P. (2019b). Effects of land-use practices on woody plant cover dynamics in Sahelian agrosystems in Burkina Faso since 1970-1980 droughts. *Les Cahiers du GERAD*, D G-2019-47.

BIBLIOGRAPHIE

IUCN (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature - IUCN. Disponible à: <https://www.iucnredlist.org/> (Consulté le: 7 mai 2019).

Nations-Unies (1999). Action 21 : Gestion des écosystèmes fragiles: lutte contre la désertification et la sécheresse. Disponible à: <https://www.un.org/french/ga/special/sids/agenda21/action12.htm> (Consulté le: 19 juillet 2019).

USGS. (2017). Satellite image data source://glovis.usgs.gov/app

World-Bank (2017). World DataBank.
<http://databank.banquemondiale.org/data/home.aspx>