

Caractérisation structurale et écologique des états de dégradation des agro-écosystèmes du sud-est du Burkina Faso

Soungalo SOULAMA ^{1*}, Lassina SANOU ¹,
Abel KADÉBA ²; Adjima THIOMBIANO ³

Résumé

Une typologie des états de dégradation des phytocénoses a été effectuée afin d'identifier les indicateurs écologiques correspondant à chaque faciès de dégradation des agro-écosystèmes. Des inventaires phytosociologiques et des mesures dendrométriques ont été effectuées dans trois différents états de dégradation des terres. Un échantillonnage stratifié aléatoire, basé sur une image Rapide-eye de grande résolution spatiale, a permis le choix des 377 placettes selon leur état de dégradation. Une analyse canonique discriminante a été utilisée pour discriminer les états de dégradation sur la base des paramètres dendrométriques mesurés puis des tests de comparaison de moyenne ont permis de caractériser écologiquement les états de dégradation. Les résultats montrent qu'au plan structural, les états dégradés sont caractérisés par un taux de couverture < 25% des arbustes de petite taille, une faible surface terrière, une faible densité des ligneux et des individus en régénération. Au plan écologique, les états dégradés sont identifiables par une dominance des Chaméphytes, des Géophytes, des Thérophytes et des espèces à large distribution. Au contraire, les états non dégradés ont un taux de couverture végétale > 50%, dominée par des Phanérophytes et des espèces Soudaniennes.

Une bonne caractérisation des faciès de dégradation des agro-écosystèmes soudanais est nécessaire pour un meilleur suivi de ces ressources naturelles.

Mots clés : Agroécosystèmes ; Biodiversité, Indicateurs de dégradation, Sud-Est du Burkina Faso.

Structural and ecological characterization of degradation status of agro-ecosystems in south-eastern of Burkina Faso, West Africa

Abstract

A typology of degradation status of phytocenoses was carried out in order to identify the ecological indicators corresponding to each facies of degradation in agro-ecosystems. Phytosociological inventories and tree measurements were carried out in three different status of land degradation. Stratified random sampling, based on a high spatial resolution Rapide-eye image permitted to select 377 plots according to their status of degradation. A canonical discriminant analysis was used to discriminate the status of degradation based on the measured dendrometric parameters, also the mean comparison tests was made to ecologically characterization of the status of degradation. The results show that structurally, the three status of degradation are characterized by a low rate of herbaceous cover, small shrubs, a low basal area, a low density of woody plants and seedlings. Ecologically, degraded status can be identified by a dominance of Chamaephytes, Geophytes, Therophytes and widely distributed species. In contrast, non-degraded status have a vegetation cover rate > 50%, dominated by Phanerophytes and Sudanese species.

A good characterization of the Sudanese agroecosystems is necessary for better monitoring these natural resources.

Keywords: Agroecosystems; Biodiversity, Indicators of degradation, South-eastern of Burkina Faso

¹ Département Environnement et Forêts, INERA/CNRST, Ouagadougou, Burkina Faso ;

² Université de Dédougou, Institut des Sciences de l'environnement et du Développement Rural, Dédougou, Burkina Faso ;

³ Laboratoire de Biologie et Écologie Végétales, Université Joseph KI-Zerbo, Ouagadougou, Burkina Faso

*Auteur correspondant: soulsoung@yahoo.fr

Introduction

Au cours des dernières décennies, le risque de dégradation des terres est devenu l'un des problèmes écologiques les plus importants dans le monde (XIE *et al.*, 2020, Yaméogo *et al.*, 2019). La dégradation des terres augmente fortement en Afrique subsaharienne (FAO, 2015) et constitue une menace majeure pour le rendement agricole (ALTIERI, 2018). Le changement climatique et les modes d'utilisation intensive des terres constituent les principales menaces qui ont eu un impact négatif sur la biodiversité et les biens et services fournis par les écosystèmes (BRUCKERHOFF *et al.*, 2020, EGHAMI *et al.*, 2019).

La problématique de la dégradation des terres est particulièrement préoccupante dans les pays du Sahel dont le Burkina Faso (SOULAMA *et al.*, 2015; KADEBA *et al.*, 2015). Le Burkina Faso a enregistré une perte considérable de sa superficie boisée qui s'est traduite en 31% de terres hautement dégradées et 58% de terres modérément dégradées (FAO, 2010). La dégradation des terres dans le Sahel revêt un caractère complexe où se mêle l'action de la nature, notamment la sécheresse, et celle de l'Homme (BONTONI et REIJ, 2009). La pression démographique conjuguée à la pauvreté ainsi qu'au manque d'intensification agricole seraient des facteurs aggravants de la dégradation des terres (OZER *et al.*, 2007; BROU, 2010).

La dégradation des terres engendre une perte du potentiel écologique dans les zones affectées (LI *et al.*, 2004). La désertification est considérée comme un stade ultime de la dégradation des terres, marqué par un appauvrissement irréversible des ressources naturelles (THIOMBIANO, 2000). La pression du pâturage, le stress édaphique, hydrique et le stress au feu caractérisent souvent l'environnement sahélien auxquels les communautés végétales adoptent une réponse adaptative (DEVINEAU *et al.*, 2010; NACOUUMA *et al.*, 2011; SAWADOGO *et al.*, 2014). La pression du pâturage (broutage et piétinement des sols) souvent combinée aux effets de l'agriculture (jachères courtes, faible apport de matière organique), dégradent la couverture végétale du sol et perturbent la régénération de certaines pousses, occasionnant une succession végétale au profit d'une prolifération d'espèces buissonnantes et non fourragères. La dégradation du sol est observable par certains indicateurs visuels des états de surface comme l'encroûtement, les placages sableux et gravillonnaires, les affleurements résiduels, la sévérité de l'érosion mise en évidence par les nappes, les rigoles, les ravins et ravines, etc. (FATUNBI *et al.*, 2008; ABESHA, 2014). Elle s'accompagne d'une altération du potentiel biotique car les communautés végétales qui s'installent sur les milieux devenus dégradés, développent des adaptations éco-physiologiques aux environnements "stressés". Ces adaptations peuvent concerner les formes de distribution spatiales des espèces végétales ou des traits fonctionnels communs (MOLINO et SABATIER, 2001; TRAORE *et al.*, 2015). DEVINEAU *et al.* (2009) ont montré que les indicateurs biologiques ou taxons indicateurs sont révélateurs de modifications qualitatives et / ou quantitatives de la structure et du fonctionnement des écosystèmes en réponse aux pressions et variations de l'environnement.

En milieu tropical, si la dégradation des terres est un fait indiscutable, elle reste cependant difficile à cerner avec une précision à petite échelle (FATUNBI *et al.*, 2008; BRABANT *et al.*, 2010). D'où l'intérêt de la présente étude qui a pour objectif général de caractériser les différents états de dégradation des phytocénoses à l'aide des indicateurs spatiaux de distribution de la flore et de la végétation. Spécifiquement, il s'est agi de : (i) identifier les indicateurs de structure de la végétation qui discriminent les états de dégradation des terres, (ii) caractériser les états de dégradation des agro-écosystèmes au plan écologique.

1. Matériel et méthodes

1.1. Zone d'étude

Cette étude a été conduite dans la Réserve partielle de faune de Pama (Sud-Est du Burkina Faso) et les agrosystèmes connexes dans la région administrative de l'Est (Figure 1). Cette région est caractérisée par un climat soudano-sahélien à régime pluviométrique strictement unimodal, contrôlé par la mousson ouest-africaine. Les précipitations moyennes annuelles oscillent entre 700 et 1000 mm et la température varie entre 25°C et 39°C (FONTES et GUINKO, 1995). Les savanes arborées et surtout des savanes arbustives y sont les plus répandues; elles correspondent à des groupements végétaux dominés par les espèces de la famille des Combretaceae (Thiombiano, 2000). Des savanes herbeuses y sont aussi observées dans les endroits à haut degré d'anthropisation ou sur des *bowé* (sols superficiels à cuirasse latéritique). Ces savanes sont parcourues par des feux de brousse en saison sèche. Elles sont parsemées de reliques de forêts sèches à *Anogeissus leiocarpa*, se présentant sous forme d'îlots de boisement dense ou de bandes étroites de forêts claires. Ce type de boisement est enregistré le long des cours d'eau (TRAORE, 2008 ; OUEDRAOGO, 2009). Les sols ferrugineux tropicaux sont les plus dominants. On trouve les sols hydromorphes dans les abords des cours d'eau (MBAYNGONE *et al.*, 2008).

Créée en 1955, la Réserve partielle de faune de Pama a une superficie de 275 474 ha (DFC, 2006). Elle est destinée au tourisme de chasse et de vision et les activités anthropiques sont limitées à la collecte de produits forestiers utilisés comme médicaments et de fourrage. Avec les populations riveraines de la réserve de Pama, des terroirs bordant le parc ont été désignés comme « zones villageoises d'intérêt cynégétiques » (ZOVIC). Dans ces ZOVIC, des règles d'usage des ressources ont été définies dans le sens de la préservation de la biodiversité. Ainsi les activités d'agriculture et les feux de végétation sont interdits ; le pâturage est par contre permis (KABORE, 2010). A la recherche de terres agricoles, les migrants internes sont de plus en plus nombreux dans cette zone pourtant confinée entre la réserve partielle de faune de Pama et le Barrage de la Kompienga (DIPAMA, 1997).

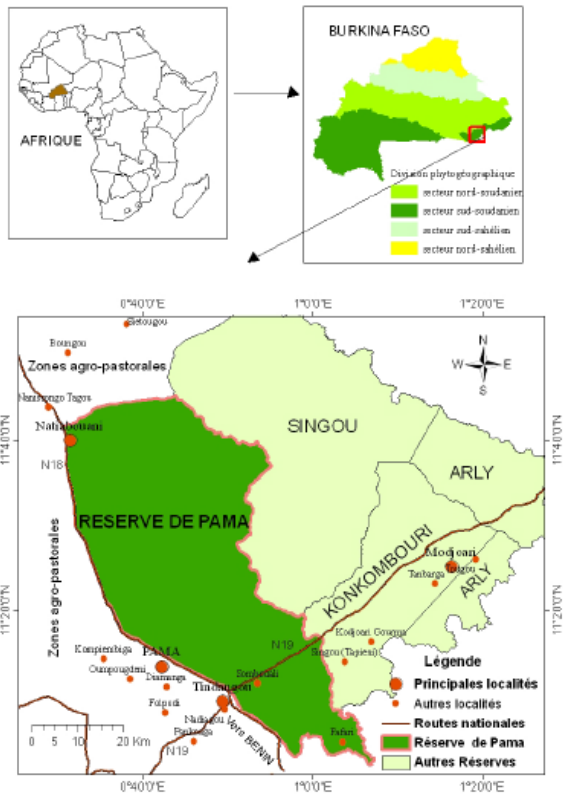


Figure 1: Localisation de la zone d'étude

1.2. Échantillonnage

Une image Rapid-eye d'octobre 2011 a été utilisée pour identifier les états de dégradation des agro-écosystèmes. Sur le terrain, les formations végétales dégradées sont reconnaissables par la faiblesse du couvert végétal, la présence de plages de sol nu, les indurations ou intrusions rocheuses (HOUNTONDI, 2008; FATUNBI *et al.*, 2008 ; ABESHA, 2014). Les photos 1,2 et 3 illustrent les trois états de dégradation. Un échantillonnage stratifié basé sur les trois états de dégradation a été utilisé pour le choix des placettes d'inventaire (Photos 1, 2 et 3). Ainsi, 107 placettes de mesure ont été placées dans des agroécosystèmes dégradés ; 132 placettes dans la strate moyennement dégradée et 138 dans celle non dégradée. La dimension des placettes a été de 50 m x 20 m pour l'inventaire de la composante ligneuse, à ces placettes sont associées des sous-placettes de 10 m x 10 m pour l'étude de la strate herbacée (THIOMBIANO *et al.*, 2016).



Photo 1 : État dégradé
Strate ligneuse extrêmement ouverte (recouvrement entre 0 et 25 %); sol nu > 30 %.

Photo 2 : État modérément dégradé
Strate ligneuse ouverte (recouvrement entre 25 et 50 %); sol nu: 10-30 %

Photo 3 : État non dégradé
Strate ligneuse peu ouverte (recouvrement > 50 %); sol nu ≤ 10 %

Figures 1 illustrant les trois états de dégradation

1.3. Collecte des données

Des inventaires phytosociologiques et des mesures dendrométriques ont été effectués dans les formations végétales savaniques dans le Sud-Est du pays. La liste de toutes les espèces végétales est établie et leur coefficient d'abondance-dominance est reporté selon la méthode de BRAUN-BLANQUET (1932). Les paramètres de structure concernent la hauteur, le diamètre à hauteur de poitrine, le recouvrement, la surface terrière ; la densité des peuplements ligneux adultes et en régénération.

1.4. Analyse des données

Paramètres structuraux

Les densités des ligneux adultes (DWOOD) et en régénération (DREGN) ont été calculées par la formule suivante :

$$N = n/S \quad (1)$$

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

La surface terrière (STC en m²/ha), est la somme des sections transversales de tous les arbres. Elle est déterminée par l'équation (2) :

$$STC \text{ (m}^2 \text{ / ha)} = \frac{\pi}{4000s} \sum_i^n di^2 \quad (2)$$

Où: STC= surface terrière (m² / ha); di = diamètre à hauteur de poitrine de l'arbre i.

Paramètres floristiques

Les paramètres floristiques considérés sont renseignés par la richesse spécifique des ligneux (RSWOOD), la richesse spécifique des herbacées (RSHERB) et la richesse spécifique des individus en régénération (RSREGN) ; les indices de biodiversité (indices de Shannon et de Piélou) ; les types biologiques et phytosociologiques ainsi que les espèces indicatrices.

L'abondance de chaque type biologique est établie utilisant la formule :

$$A_{TBi} = \frac{ni}{S} \times 100 \quad (3)$$

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

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

Le calcul des indices de diversité est effectué selon les équations suivantes:

Indice de diversité de Shannon

$$H' = \sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i) \quad (4)$$

Indice d'équitabilité de Pielou

$$J = H' / \ln(S) \quad (5)$$

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

La méthode IndVal (Indicator Value) a été utilisée pour calculer la valeur indicatrice de chaque espèce (DUFRENE et LEGENDRE, 1997) et identifier numériquement les espèces caractéristiques de chaque état de dégradation à partir du test de Monte Carlo (P -value < 0,05). Cette méthode combine à la fois la fréquence et l'abondance (ou le recouvrement) pour évaluer le degré de liaison de ces espèces aux différents groupes floristiques.

1.5. Analyses statistiques

Les données ont été soumises à une régression pas à pas (*stepwise regression*) a été utilisée pour effectuer une sélection des variables les plus performantes afin de renseigner les états de dégradation des terres. Cette régression permet de sélectionner un nombre réduit de variables qui expliquent pourtant une quantité raisonnable de variation observée dans une analyse multivariée. Ensuite une analyse canonique discriminante a servi à discriminer les trois états de dégradation des terres. Ce type d'analyse permet d'effectuer une combinaison linéaire de toutes les variables quantitatives afin de déterminer statistiquement à quel groupe appartient chaque sujet. L'analyse canonique discriminante a été utilisée dans des études écologiques et particulièrement pour étudier la variation écologique et structurale entre des phytocénoses (HOUNTONDJI, 2008). Enfin, des tests de comparaison de moyenne de Tukey au seuil de 5% ont permis de caractériser les trois états de dégradation.

2. Résultats

2.1. Caractérisation structurale des états de dégradation

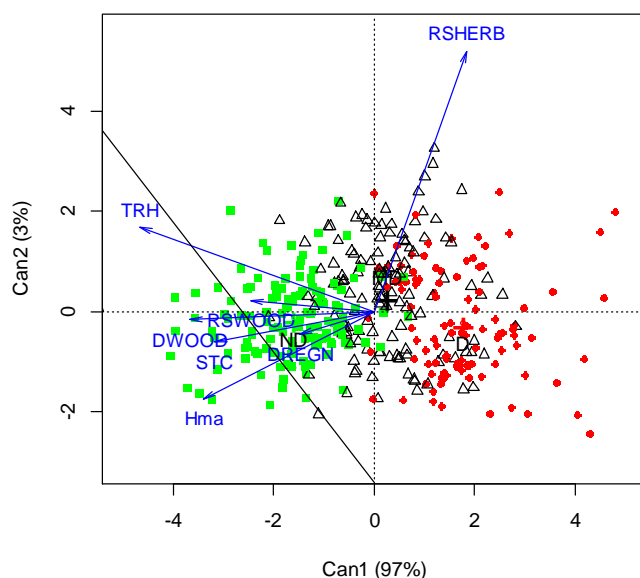
Le tableau I montre les variables sélectionnées à l'aide de la régression « pas à pas ». Les paramètres qui ne sont pas n'expliquent pas significativement la dégradation sont : la richesse spécifique des individus en régénération dans les placettes, le taux de recouvrement en buissons ; la hauteur moyenne des arbres et des herbacées ; le diamètre moyen des ligneux, le nombre moyen de branches par placette.

Tableau I : Sélection des paramètres dendrométriques de discrimination des états de dégradation

Étapes	Variabes	Label	lambda de Wilks	F	P-value
1	Taux de recouvrement en herbacées	TRH	0,60	123,06	8,61 10⁻⁴²
2	Hauteur moyenne des arbustes	HMA	0,42	99,78	4,97 10⁻⁶⁸
3	Densité des ligneux	DWOOD	0,38	77,85	2,01 10⁻⁷⁵
4	Richesse spécifique en herbacées	RSHERB	0,36	61,42	7,45 10⁻⁷⁷
5	Richesse spécifique en ligneux	RSWOOD	0,34	51,81	1,24 10⁻⁷⁸
6	Surface terrière	STC	0,33	44,62	2,96 10⁻⁷⁹
7	Densité des régénérations	DREGN	0,33	39,04	3,81 10⁻⁷⁹

Les valeurs de probabilité en gras sont significatives.

L'analyse canonique discriminante appliquée aux données dendrométriques mesurées sur 377 placettes inventoriées, a séparé les trois états de dégradation des terres (Figure 2). La première variable canonique (Can1) explique 96,9 % de la variance tandis que la deuxième variable canonique (Can 2) explique 3,1% de la variance totale (Tableau II).



D: dégradé (rouge); MD: moyennement dégradé (noir); ND : Non dégradé (vert)

Figure 2 : Plan factoriel des trois états de dégradation des agrosystèmes

Tableau II : Résumé des fonctions canoniques discriminantes

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

Les valeurs de probabilité en gras sont significatives.

2.2. Caractérisation écologique des états de dégradation

Le Tableau III donne les caractéristiques écologiques des trois états de dégradation. On constate que les états moyennement dégradés ont une hétérogénéité spécifique significativement plus élevée que les autres états de dégradation (non dégradé et très dégradé). De même, l'indice de Shannon et l'indice de Pielou, sont significativement plus élevés dans les états moyennement dégradés que dans les deux autres états. La strate herbacée a une contribution plus grande dans l'enrichissement spécifique des états dégradés.

Tableau III : Caractéristiques écologiques des différents états de dégradation

	D	MD	ND
Total d'espèces	162	232	175
Total d'espèces herbacées	96	144	95
Total d'espèces ligneuses	66	88	80
Total de familles	46	54	47
Total de genres	118	162	121
RSM total	39,83 ± 14,42	44,07 ± 14,19	38,94 ± 11,44
RSM herbacées	18,2 ± 4,7	36,56 ± 7,5	14,86 ± 4,78
RSM ligneux	12,5 ± 3,8	18,5 ± 5,7	19,58 ± 3,22
Indice de Shannon	2,9 ± 0,44	3,0 ± 0,34	2,8 ± 0,35
Indice de Pielou	0,79 ± 0,06	0,8 ± 0,06	0,78 ± 0,06

RSM : Richesse spécifique moyenne par placette

D : dégradé ; MD : moyennement dégradé ; ND : Non dégradé

L'analyse des formes de vie et des types phytogéographiques montre que dans les états dégradés les Chaméphytes, les Géophytes, les Thérophytes et les espèces à large distribution dominant tandis que dans les états non dégradés, les Phanérophytes et les espèces Soudaniennes dominant (Tableau IV). Les états moyennement dégradés occupent une position intermédiaire avec un mélange des traits biologiques.

Tableau IV : Comparaisons des types biologiques et des Chorotypes

Types biologiques	D	MD	ND	F	P*
Ch (%)	2,15b	1,66a	1,33a	3,89	0,021
Ge (%)	1,17a	1,08a	0,69b	3,72	0,025
He (%)	7,19a	5,92a	9,06a	1,65a	0,193
Ph (%)	35,60a	42,72b	41,35b	5,74	0,003
Th (%)	53,89c	48,65b	31,19a	50,14	0,001
Chorotypes	D	MD	ND	F	P*
S (%)	43,53a	44,45a	48,64b	5,96	0,003
DC (%)	15,93a	13,97a	15,17a	1,63	0,198
LD (%)	40,54b	41,58b	36,18a	7,50	0,001

Deux valeurs de la même colonne suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement au seuil de 5% du test de Tukey.

Légende : D: stades dégradés; MD: stades moyennement dégradés; ND: stades non dégradés; Th= Thérophyte; Ph = Phanérophytes; Ch = Chaméphyte; He= Hémicryptophyte; Ge = Géophytes; S: espèce Soudanienne, DC: espèce à distribution continentale; LD: espèce à large distribution.

2.3. Les espèces caractéristiques des différents états de dégradation

Les espèces caractéristiques des trois états de dégradation sont données dans le tableau V. Les états dégradés sont caractérisés par des espèces telles que *Shoenefeldia gracilis* Kuntch ;

Aristida hordeacea Kunth ; *Acacia seyal* Del. ; *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst. ; *Balanites aegyptiaca* (L.) Del. Les états moyennement dégradés sont caractérisés par des espèces comme : *Triumfetta rhomboidea* Jacq. ; *Schizachyrium exile* (Hochst.) Pilger ; *Hyptis suaveolens* Poit ; etc. Enfin, les états non dégradés sont reconnaissables par des espèces telles que : *Andropogon gayanus* Kunth ; *Crossopteryx febrifuga* (Afz. ex G. Don) Benth. ; *Combretum molle* G. Don ; etc.

Tableau V: Espèces caractéristiques des états de dégradation

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

IV : valeur indicatrice, test de Monte Carlo au seuil de 0,05 et P : valeur de la probabilité

3. Discussion

3.1. Structure des états de dégradation

L'analyse des structures canoniques indique que l'axe 1 de la figure 2 est un gradient de dégradation. En effet, la première variable canonique est négativement corrélée avec la hauteur des arbustes, le taux de couverture herbacée, la surface terrière, la densité ligneuse, la richesse spécifique en ligneux et la densité en individus en régénération. Les états dégradés présentent des grandes valeurs pour ces paramètres cités. Ces résultats corroborent ceux de HOUNTONDJI (2008) dans les agro-écosystèmes du Bénin.

Par contre la deuxième variable canonique est fortement corrélée avec la richesse spécifique en herbacées. Cela se confirme au niveau de l'analyse des caractéristiques écologiques (Tableau 3). Les états de dégradation intermédiaire présentent une hétérogénéité grande surtout au niveau de la strate herbacée due à l'intensité modérée des facteurs de perturbation.

3.2. Composition floristique des états de dégradation

La modification de l'environnement induite par la pression anthropique a un impact sur la composition floristique et les traits biologiques des plantes. Les peuplements des écosystèmes dégradés sont dominés par les espèces annuelles (Thérophytes) qui ont tendance à remplacer les graminées pérennes endémiques de savane qui caractérisent les terres non dégradées. Par ailleurs on y note une dominance des espèces à large distribution. Une forte proportion d'espèces à large distribution indique une dégradation des terres car la flore d'origine perd sa spécialité (ADOU *et al.*, 2011, HOUËSSOU, 2012).

Dans le contexte de l'étude, le surpâturage est un des grands facteurs de dégradation des écosystèmes (SOULAMA *et al.*, 2015). Les auteurs précédents ont montré que lorsque la pression de pâture devient très importante, il se produit une succession au détriment des espèces pérennes appréciées qui sont remplacées par des espèces annuelles, à faible valeur pastorale (les phorbes), généralement des ubiquistes. Le prélèvement orienté par le bétail, favorise l'abondance relative des espèces non attrayantes occasionnant une colonisation des milieux pâturés par celles-ci au détriment des graminées pérennes (BANGIRINAMA, 2010 ; KIMA *et al.*, 2016). Par ailleurs, la pression sur l'utilisation des terres a conduit à l'émergence de nouvelles espèces envahissantes, qui peuvent gravement affecter la diversité végétale et la structure communautaire (AHMEDA *et al.*, 2015).

Bien que le bétail joue un grand rôle dans la modification des paysages savaniques, il n'est pas souvent le seul responsable des changements constatés. En général, il se produit une interférence des effets modificateurs des paysages où l'impact du bétail est associé à ceux du feu et des activités agricoles (BARTOLOME *et al.*, 2000 ; BOTONI, 2003). L'effet des feux est fonction des paramètres comme leur intensité, leur fréquence, la période (saison), le type de végétation et de la nature du sol. Tout comme la pâture, les feux modérés et précoces ont un effet régulateur sur la flore des savanes (LAVOREL *et al.*, 2007). Mais les feux intenses et répétés homogénéisent la végétation en réduisant la richesse spécifique. Son effet est bien plus grand chez les ligneux que chez les herbacées qui disposent de bourgeons basilaires (hémicryptophytes) ou de semences enfouies dans le sol (géophytes), qui peuvent repousser ou rejeter après le passage du feu (FOURNIER, 1991). Dans le contexte soudanien, le feu est effectivement un facteur de dégradation des agroécosystèmes. En effet, la diversité spécifique est plus faible dans les états dégradés que dans les états moyennement dégradés, preuve de l'homogénéisation induite par les feux. De plus, l'abondance des géophytes et des Chaméphytes dans ces états dégradés est une adaptation aux feux. Les Géophytes s'adaptent à la pression des feux par leur tige souterraine (HOUËSSOU, 2012).

La richesse spécifique moyenne, l'indice de Shannon et de Piélu sont plus élevés dans les unités moyennement dégradées que dans les phytocénoses non dégradées ou dégradées. La forte hétérogénéité spécifique des états moyennement perturbés peut être expliquée par "l'hypothèse de la perturbation intermédiaire" qui prédit que dans la succession végétale, la richesse spécifique est plus élevée dans l'état intermédiaire que dans l'état final (GRIME, 2001). D'autres auteurs ont mis en évidence une augmentation de la biodiversité avec l'augmentation de la pression anthropique (LIEHOUN *et al.*, 2006). Une pâture régulière et raisonnable en zone de savane enrichit les milieux (HATFIELD et DAVIES, 2006 ; BANGIRINAMA 2010). L'enrichissement spécifique suite à une pâture modérée s'explique par l'apport de nutriments au sol par les fèces, l'importation des graines principalement

d'adventices et d'espèces ligneuses du groupe des légumineuses par endozoochorie ou épizoochorie. Par ailleurs, il est reconnu que la pâture en zone de savane stimule la productivité primaire en éliminant, par une défoliation partielle, les tissus les plus anciens qui freinent la photosynthèse (DEVINEAU, 1999 ; KIEMA, 2007).

Les états non dégradés sont caractérisés par une occurrence des plantes pérennes, notamment les phanérophytes et une abondance des espèces Soudaniennes. BANGIRINAMA *et al.* (2010) ; HOUESSO (2012) et HAVYARIMANA *et al.* (2013) ont noté une augmentation des espèces pérennes et soudaniennes dans les zones de conservation. Les espèces caractéristiques de ces états non dégradés sont dominées par des graminées pérennes telles que le genre *Andropogon*. Ces espèces *Andropogon spp.* ont été identifiées pour caractériser des terres fertiles et un bon état de conservation des communautés végétales (HOUESSO, 2012, SOULAMA, 2016). Le MIRE-PECHEUX *et al.* (2000) ont noté que la fréquence des espèces du genre *Andropogon*, est caractéristique des anciennes jachères reconstituées. L'environnement présentait les conditions biologiques les plus favorables pour le retour des savanes proches ou reconstituées. Leur faible représentation dans les états dégradés traduit la pression exercée sur les terres qui connaissent des temps de jachère de plus en plus courts. Ces plantes sont de bons indicateurs biologiques de fertilité des sols, bien connus par les paysans (SOULAMA, 2016).

Conclusion

Cette étude a caractérisé différents états de dégradation à l'aide des changements dans les traits de végétation, d'indicateurs de structure de la végétation ou des indicateurs écologiques. Au plan structural, une sélection de variables dendrométriques pertinentes a permis de discriminer trois faciès de dégradation des agroécosystèmes soudaniens. Sur le plan écologique, cette étude a montré les types biologiques, les chorotypes ainsi que les espèces indicatrices sont des outils pertinents pour suivre l'état de santé des agroécosystèmes soudaniens. Elle fournit ainsi des indicateurs d'état des écosystèmes et d'alerte sur leur niveau de dégradation.

Références bibliographiques

- ABESHA G.A., 2014. Herbaceous vegetation restoration potential and soil physical condition in a mountain grazing land of Eastern Tigray, Ethiopia. *Journal of Agriculture and Environment for International Development*, 108 (1): 81–106 DOI: 10.12895/jaeid.20141.212
- ADOU Y.C.Y., BAKAYOGO, A., AKPATOU, K.B. et N'GUESSAN K., 2011. Impacts de pressions anthropiques sur la flore et la structure de la végétation dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 12(2), 1560-1572.
- AHMEDA D.A., FAWZY M., SAEED N.M. et AWAD M.A., 2015. Effect of the recent land-use on the plant diversity and community structure of Omayed Biosphere Reserve, Egypt. *Global Ecology and Conservation*, 4: 26-37.
- ALTIERI M. A., 2018. Agroecology: the science of sustainable agriculture. (2nd Edition). CRC Press.

- BANGIRINAMA F., BIGENDAKO M.J., LEJOLY J., NORET N., DE NANNIÈRE C. *et al.*, 2010. Les indicateurs de la dynamique post-culturelle de la végétation des jachères dans la partie savane de la réserve naturelle forestière de Kigwena (Burundi). *Plant Ecology and Evolution*, 143: 138-147.
- BARTOLOME J., FRANCH J., PLAIXATS J. et SELIGMAN N. G., 2000. Grazing alone is not enough to maintain landscape diversity in the Montseny Biosphere Reserve. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 77: 267-273.
- 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. CILSS, 61p.
- BOTONI H.E., 2003. Interactions Elevage-Environnement. Dynamique des paysages et évolution des pratiques pastorales dans les fronts pionniers du Sud-Ouest du Burkina Faso. Thèse de doctorat de l'université Paul Valéry Montpellier III, Spécialité : Biologie des Populations et Ecologie, 293 p
- BRABANT P., 2010. Une méthode d'évaluation et de cartographie de la dégradation des terres. Proposition de directives normalisées. Les dossiers thématiques du CSFD, N°8. CSFD / *Agropolis International*, Montpellier, France: 52 p.
- BRAUN-BLANQUET J., 1932. Plant sociology: The study of plant community. Ed Mac Graw Hill, New York, London, 439 p.
- BROU T., 2010. Variabilité climatique, déforestation et dynamique agrodémographique en Côte d'Ivoire. *Sécheresse*, 21(1) : 1- 6.
- BRUCKERHOFF L.A., CONELL K.R., GUINNIP J.P., ADHIKARI E., GODAR A., *et al.*, 2020. Harmony on the prairie ? Grassland plant and animal community responses to variation in climate across land-use gradients. *Ecology xxx*. doi.org/10.1002/ecy.2986.
- DEVINEAU J.L., FOURNIER A. et BOKAGA B., 1997. Les sols et la végétation de la région de Bondoukou (Ouest burkinabé). Présentation générale et cartographie préliminaire par télédétection satellitaire (SPOT). ORSTOM, 1997.
- DEVINEAU J-L., FOURNIER A. et NIGNAN S., 2007. Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: The relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa), *Journal of Arid Environments*, 74 : 1092-1101.
- DFC., 2006. Rapport bilan de dix (10) années de campagne de chasse au Burkina Faso, Ouagadougou, MECV, 35 p.
- DIPAMA J.M., 1997. Les impacts du barrage hydroélectrique sur le bassin versant de la Kompienga (Burkina Faso). Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux III, Option Géographie tropicale. P. 392.
- EGHDAMI H., AZHDARI G., LEBAILLY P. et AZADI H., 2019. Impact of Land Use Changes on Soil and Vegetation Characteristics in Fereydan, Iran. *Agriculture*, 9(58): 1-17. doi:10.3390/agriculture 9030058.
- FAO., 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – technical summary. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010: Final Report. Fao forestry paper, 163. Rome.

FATUNBI A. O. et DUBE S., 2008. Land degradation evaluation in a game reserve in Eastern Cape of South Africa: soil properties and vegetation cover. *Scientific Research and Essay*, 3(3):111-119

FIELD A., 2005. *Discovering Statistics Using SPSS (2nd Ed.)*. London, UK: Sage.

FONTÈS J. et GUINKO S., 1995. Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso. Centre national de la recherche scientifique de l'université de Toulouse III, Institut de développement rural, Faculté des sciences et techniques de l'université de Ouagadougou, Ministère de la coopération Française, Projet campus 88313101. 65p.

FOURNIER A., 1991. Phénologie, croissance et production végétales dans quelques savanes d'Afrique de l'Ouest: variation selon un gradient climatique. Editions de l'ORSTOM, Coll. Etudes et Thèses, Paris, 312p.

GRIME J.P., 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley and Son, London.

HATFIELD R. et DAVIES J., 2006. Revue mondiale de l'économie du pastoralisme. L'Initiative Mondiale pour un Pastoralisme Durable, Nairobi, 51p.

HAVYARIMANA F., BIGENDAKO M.J., MASHARABU T., BANGIRINAMA F., LEJOLY J., *et al.*, 2013. Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. *Tropicultura*, 31(1), 28-35.

HOUESSOU L.G., 2012. Assessing land use impact and biodiversity indicators in W Biosphere Reserve and its bordering areas. PhD Thesis. Laboratory of Applied Ecology, Departement of Natural Resources Management, Faculty of Agronomic Sciences, University of Abomey-Calavi, 127p.

HOUNTONDJI Y-C.H., 2008. Dynamique environnementale en zone sahéenne et soudanienne de l'Afrique de l'Ouest : analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Dissertation présentée en vue de l'obtention du doctorat es-sciences. Université de Liège, faculté des Sciences.

INOUSSA T.M., IMOROU T.I., GBÈGDO M.C. et SINSIN B., 2013. Structure et composition floristique des îlots de forêts denses sèches de la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 64 : 4784-4796.

Commenté [U1]: Harmoniser en majuscule

KABORÉ A., 2010. Brousse des uns, aire protégée des autres, histoire du peuplement, perceptions de la nature et politique des aires protégées dans le Gourma burkinabè: l'exemple de la Réserve partielle de faune de Pama. Thèse de doctorat présentée à l'Institut de Hautes Études Internationales et du Développement, Genève, Suisse, 383p + annexes.

KADEBA A., SAMBARÉ O., SOULAMA S., THIOMBIANO A., SCHMIDT M. *et al.*, 2014. Typologie spatiale de la végétation sahéenne en relation avec les indicateurs de dégradation au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(3): 1049-1064.

KIMA, S.A., OKHIMANHE, A.A. et KIEMA A., 2016. Assessing the Impacts of Land Use and land cover change on Pastoral Livestock Farming in South-Eastern Burkina Faso. *Environment and Natural Resources Research*, 6(1): 110-124. doi :10.5539/enr.v6n1p110.

LAVOREL S., FLANNIGAN D., LAMBIN E. F. et SCHOLEM M., 2007. Vulnerability of land systems to fire: Interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems. *Mitigation and Adaption Strategies Global Change*, 12(1):33-53

LE MIRE-PÊCHEUX L, FOURNIER A. et DUGAST, S., 2000. *Andropogon gayanus* et artificialisation (savane soudanienne) In Gillon Y, Chaboud C, Boutrais J, Mullon C (eds) : Du bon usage des ressources renouvelables. Paris, Editions de l'IRD, pp: 89-107.

LI J., LEWIS J., ROWLAND J., TAPPAN G. et TIESZEN L.L., 2004. Evaluation of land performance in Senegal using multi-temporal NDVI and rainfall series. *Journal of Arid Environments*, 59:463-480

LIEHOUN B.E. et CESAR P.D., 2006. Biodiversity and Pasture Vegetation in Burkina Faso. *Revue Élevage et Médecine vétérinaire des. Pays tropicaux*, 59 (1-4) : 31-38
DOI: <https://doi.org/10.19182/remvt.9951>

MBAYGONE E., THIOMBIANO A., HAHN-HADJALI K. et GUINKO S., 2008. Structure des ligneux des formations végétales de la Réserve de Pama (Sud-Est du Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Flora et Vegetatio Sudano- Samesica*, 11: 25-34.

MOLINO J.F. et SABATIER D., 2001. Tree diversity in tropical rain forests: A validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294(5547): 1702-1704.

NACOUUMA BMI, SCHUMANN K, TRAORÉ S, BERNHARDT-RÖMERMANN M, HAHN K, WITTIG R. *et al.*, 2011. Impacts of land-use on West African savanna vegetation: a comparison between protected and communal area in Burkina Faso. *Biodiversity and Conservation*, 20: 3341-3362.

OUÉDRAOGO O., 2009. Phytosociologie, dynamique et productivité de la végétation du Parc National d'Arly (sud-est du Burkina Faso). Thèse de doctorat, Université de Ouagadougou, 140p.

OZER P, GASSANI J, HOUNTONDI Y-C, NIANG AJ. et AMBOUTA K., 2007. La désertification est-elle en recul au Sahel? *Bois et forêts des tropiques*, 293 (3) :23-27

SAWADOGO I., DEVINEAU J.L. et FOURNIER A., 2014. État des ressources pastorales dans une terre d'accueil et de transit des pasteurs transhumants: le terroir de Kotchari (Sud-est du Burkina Faso).

SOULAMA S., 2016. Types d'utilisation des terres et indicateurs de dégradation de la biodiversité dans les réserves de Pama et les agrosystèmes (Sud-est du Burkina Faso). Mémoire de thèse de l'Université Ouaga I Pr Joseph KI - ZERBO. 199p.

SOULAMA S., KADEBA A., NACOUUMA M.I.B., TRAORE S., BACHMANN Y. *et al.*, 2015. Impact des activités anthropiques sur la dynamique de la végétation de la réserve partielle de faune de Pama et de ses périphéries (sud-est du Burkina Faso) dans un contexte de variabilité climatique. *Journal of Applied Biosciences*, 87 : 8047-8064.

THIOMBIANO L., 2000. Étude de l'importance des facteurs édaphiques dans le développement de la désertification en zone sahélienne du Burkina Faso. Thèse présentée pour le diplôme de doctorat d'État ès-Sciences Naturelles, mention pédologie. Université de Cocody, Côte d'Ivoire, 208p.

TRAORÉ S, OUATTARA K, ILSTEDT U, SCHMIDT M, THIOMBIANO A, *et al.*, 2015. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. *Geoderma*, 241-242: 330-338.

TRAORÉ S., 2008. Les formations à Acacia de l'Est du Burkina Faso : typologie en relation avec les facteurs pédoclimatiques, prédictions spatiales et fonctions sur la dynamique du

carbone et de l'azote. Thèse de doctorat en Biologie et Ecologie végétales, Université de Ouagadougou, 144p.

XIE H., ZHANG Y., WU Z. et LV T., 2020. A Bibliometric Analysis on Land Degradation: Current Stratus, Development, and Future Directions. *Land*, 9: 1-28. doi:10.3390/land9010028.

YAMÉOGO J.T., SANON Z., MOUSSA M.B., SOMDA I., LYKKE A.M. *et al.*, 2019. Physicochemical indicators of land degradation in Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(4), 2421-2432.

Remerciements

Cette étude a été conduite grâce au soutien financier du projet UNDESERT (Understanding and Combating desertification to mitigate its impact on Ecosystem services), financé par l'Union Européenne (EU FP7 243906).