

Influence des changements agraires sur la dynamique paysagère autour des aires protégées du complexe Pô-Nazinga-Sissili au Burkina Faso

Adama Zoungrana, Marjolein Visser, Charles de Cannière, Pingdewindé Carine Ouédraogo, Babou André Bationo & Salifou Traoré

Adama Zoungrana : Université Joseph Ki-Zerbo (UJKZ). Laboratoire de Biologie et Écologie Végétales (LaBEV). 03 BP 7021. Ouagadougou (Burkina Faso). Université Libre de Bruxelles (ULB). Agroecology Lab. CP 264/2, 50 Avenue Roosevelt. 1050 Bruxelles (Belgique). Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA). Département Environnement et Forêt. 476. Ouagadougou (Burkina Faso). Auteur correspondant : adama.zoungrana@ujkz.bf; adama.zoungrana@ulb.be

Marjolein Visser : Université Libre de Bruxelles (ULB). Agroecology Lab. CP 264/2, 50 Avenue Roosevelt. 1050 Bruxelles (Belgique).

Charles de Cannière : Université Libre de Bruxelles (ULB). Agroecology Lab. CP 264/2, 50 Avenue Roosevelt. 1050 Bruxelles (Belgique).

Pingdewindé Carine Ouédraogo : Université de Liège (ULiège), Unité Biodiversité et Paysage. 5030 Gembloux (Belgique). Université Joseph Ki-Zerbo (UJKZ), Laboratoire d'Études et de Recherches sur les Milieux et les Territoires (LERMIT). 03 BP 7021. Ouagadougou (Burkina Faso).

Babou André Bationo : Université Joseph Ki-Zerbo (UJKZ). Laboratoire de Biologie et Écologie Végétales (LaBEV). 03 BP 7021. Ouagadougou (Burkina Faso). Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA). Département Environnement et Forêt. 476. Ouagadougou (Burkina Faso).

Salifou Traoré : Université Joseph Ki-Zerbo (UJKZ). Laboratoire de Biologie et Écologie Végétales (LaBEV). 03 BP 7021. Ouagadougou (Burkina Faso). Centre de Recherche de Bel Air. LMI-IESOL. BP 1386. Dakar (Sénégal).

Résumé :

La compréhension des moteurs de la fragmentation paysagère est indispensable pour réduire l'impact de l'anthropisation des habitats et mieux préserver la biodiversité. Cependant, l'écologie du paysage seule ne permet pas de cerner l'influence des changements agraires sur la dynamique paysagère. Cette étude adopte donc une approche systémique qui intègre l'écologie du paysage à la sociologie rurale pour analyser l'impact du régime foncier agricole sur la dynamique paysagère autour des aires protégées. Une analyse multichronique au moyen d'images Landsat et des entretiens individuels ont été effectués. Cinq classes d'occupation des terres, sept indices paysagers et trois indices agro-démographiques ont permis d'interpréter la dynamique paysagère en lien avec les changements agraires. Un nouvel indice a été introduit pour quantifier le processus de disparition de la jachère. En comparant deux villages à régime foncier contrasté avec une évolution démographique similaire, les résultats montrent que la

location des terres agricoles contribue à la fragmentation des habitats et est à l'origine de la disparition de 37,97 % des terres en jachère. Cette dynamique rend permanente l'insécurité foncière et constitue un obstacle à l'adoption des pratiques agricoles durables. La prise en compte de la disparité foncière entre les producteurs permettrait de réduire la fragmentation paysagère.

Mots-clés : Dynamique agraire, écologie des paysages, biodiversité, insécurité foncière, mode d'occupation des terres, indices paysagers

Abstract :

Understanding the drivers of landscape fragmentation is essential to reduce the anthropisation impact on ecosystems and enhance biodiversity conservation. However, the principles of landscape ecology alone are not sufficient to understand the influence of agrarian change on landscape dynamics. This study adopts an integrated approach based on the principles of landscape ecology and sociology to analyze the impact of land tenure on landscape dynamics in the vicinity of protected areas. A multichronic analysis using Landsat satellite imagery and individual surveys with farmers were carried out. Five land cover classes, seven landscape metrics and three agro-demographic indices were used to interpret changes in the landscape in relation to agrarian dynamics. A new spatial index was introduced to quantify the fallow period. A comparison of two villages with contrasting land tenure systems and similar demographic growth, the renting of agricultural land contributes to landscape fragmentation and is responsible for the loss of 37.97% of fallow land. This dynamic creates permanent land tenure insecurity and is a constraint for the adoption of sustainable agricultural practices. Considering the land tenure disparity within the farmers would reduce landscape fragmentation.

Keywords : Agrarian change, landscape ecology, biodiversity, land tenure insecurity, land use and land cover change, landscape metrics

Introduction

En Afrique sub-Saharienne, la dynamique paysagère est marquée par la fragmentation anthropique des habitats écologiques. Cette fragmentation entraîne la perte de la biodiversité (1) due en majeure partie à l'expansion des terres agricoles (2). En effet, en Afrique sub-Saharienne, plus de 3 000 000 ha d'habitats naturels sont défrichés chaque année pour l'agriculture (3).

Au Burkina Faso plus particulièrement, la conversion annuelle des formations végétales en terres agricoles atteint 60 000 hectares (4). Plusieurs études attribuent la fragmentation paysagère causée par l'expansion des terres agricoles à la croissance démographique (5-7). Cependant, dans le contexte socioéconomique des pays de l'Afrique sub-Saharienne, d'autres moteurs de la dynamique agraire, définie comme la façon dont un système agraire se transforme en un autre à travers le temps et l'espace, sont en cause. En effet, autour des aires protégées du complexe Pô-Nazinga-Sissili (PONASI) du Burkina Faso, notamment le corridor N°1 par exemple, une analyse récente de son histoire agraire montre que la disparité foncière entre les agriculteurs migrants et autochtones jouerait un grand rôle dans la fragmentation paysagère (11, 12).

Cette dynamique paysagère se matérialise par l'abandon de la jachère et la culture continue des terres associée au travail permanent du sol et à l'utilisation systématique des intrants chimiques (6, 12). Ces pratiques agricoles réduisent également la diversité floristique dans les agroécosystèmes

menaçant ainsi l'intégrité écologique des aires protégées du complexe (13). Cependant, les études sur la dynamique paysagère d'un territoire donné se cantonnent généralement aux principes de l'écologie du paysage et font rarement appel à des analyses d'ordre sociologique ou anthropologique pour expliquer tous les processus causaux des changements paysagers notamment ceux liés au régime foncier (14, 15).

L'écologie du paysage a été fondée sur l'hypothèse qu'il existe une relation réciproque entre la configuration spatiale dans l'espace et les processus écologiques les créant au cours du temps (16). Cependant, la jachère, une pratique ancestrale dans les systèmes agraires en Afrique sub-Saharienne, permettant essentiellement de restaurer la fertilité des agroécosystèmes, est intrinsèquement liée aux statuts fonciers des producteurs (13). La jachère de par sa nature changeante liée à sa durée est généralement omise comme classe d'occupation des sols à part entière, mais intégrée, soit aux savanes, soit aux terres de culture dans la plupart des études basées sur l'approche de l'écologie du paysage (17, 18). Aussi, les approches sociologiques strictes adoptées pour l'étude de la jachère et du régime foncier en général ne permettent finalement pas de lier le régime foncier, la disparition de la jachère et la fragmentation paysagère observée (15). Il est par conséquent indispensable d'intégrer d'autres approches que celles de l'écologie du paysage pour mieux expliquer les changements dans le paysage (1, 19, 20). Cependant, très peu d'études adoptent une approche intégrée pour expliquer la dynamique paysagère, et c'est notamment le cas autour du corridor N°1 du complexe PONASI.

Cette étude a donc pour objectif de contribuer à la préservation de la biodiversité à travers une analyse des impacts des changements agraires sur la fragmentation des habitats autour des aires protégées du complexe écologique Pô-Nazinga-Sissili. De façon spécifique, il s'agit de (i) analyser l'évolution du paysage au cours de la dynamique agraire de 1986 à 2020 ; (ii) déterminer l'impact des changements du régime foncier sur la dynamique paysagère et enfin (iii) évaluer l'influence de la création du corridor N°1 du PONASI en 2006 sur la fragmentation paysagère. Les hypothèses qui soutiennent cette étude sont : (i) l'ampleur des terres en jachères converties en champs entre 1986-2006 est supérieure à celle entre 2006-2020 ; (ii) l'apparition de la pratique de la location des terres agricoles a un effet plus marqué sur la réduction spatiale de la jachère que la croissance démographique *sensu stricto* ; (iii) la délimitation du corridor N°1 du complexe PONASI en 2006 a réduit la fragmentation des habitats.

Matériel et méthodes

Choix du site d'étude

Le corridor N°1 du complexe Pô-Nazinga-Sissili (PONASI) ou couloir de migration des éléphants, délimité en 2006, est un habitat écologique de 3 à 5 km de large et 14 km de long géolocalisé à 11°17'35" Nord et 1°17'11" Ouest (Figure 1). Il facilite la transition de la faune sauvage entre le Parc National de Pô ou PNKT, le ranch de gibier de Nazinga (RGN) et la forêt classée de la Sissili (FCS). L'étude s'est déroulée dans les territoires villageois de Saro et de Kollo. Ces deux villages limitrophes du corridor sont situés dans la commune rurale de Guiaro. Le choix de ces villages se justifie par leur proximité au corridor et le contraste du régime foncier qui existe entre eux (11). Depuis 2006, la location des terres agricoles est devenue très courante dans le finage de Saro mais elle est toujours absente dans le finage de Kollo (11, 12). Les villages sont traversés par les rivières Nazinon et Sissili. Les sols ferrugineux tropicaux lessivés (groupes des lixisols) sont les types de

sols dominants (Figure 1).

Le climat est de type soudano-sahélien avec généralement une longue saison sèche de novembre à avril et une saison pluvieuse de mai à octobre. Quant à la végétation, elle est caractérisée par des savanes dominées par *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaertn. ainsi que des *Terminalia spp.* et *Combretum spp.* Les herbacées pérennes dans ces savanes sont surtout représentées par *Andropogon spp.* et *Schizachyrium sanguineum* (Retx.) Alston. (21). Dans les agroécosystèmes, les espèces ligneuses spontanées typiques sont *Vitellaria paradoxa*, *Tamarindus indica* L., *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne, *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. ex G. Don ; *Adansonia digitata* L. ; *Lannea microcarpa* Engl. et K. Krause et *Sclerocarya birrea* (A.Rich.) Hochst. (13).

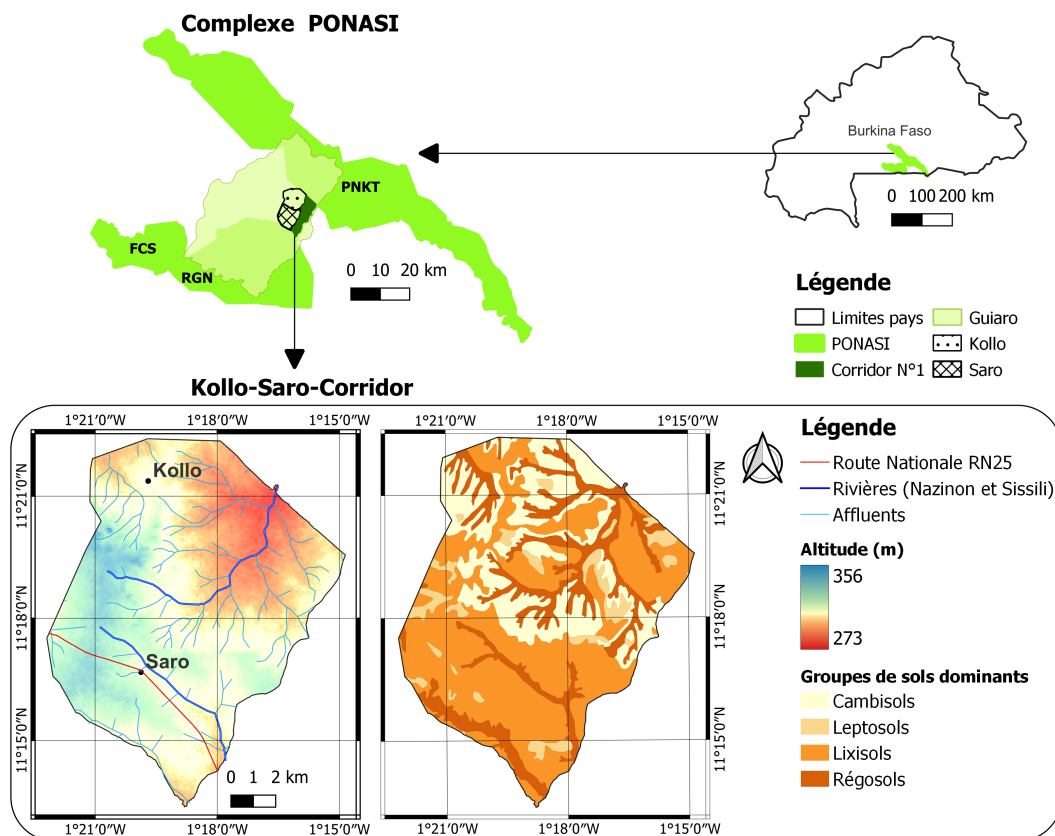


Figure 1 : Localisation des territoires villageois (Kollo et Saro) au Burkina Faso.

Échantillonnage et collecte des données

Choix des dates et des images satellite

Pour reconstituer l'histoire de l'anthropisation du paysage, les images satellitaires Landsat ont été utilisées. Ces images, en plus de leur accès libre, disposent d'une haute résolution spatiale et spectrale qui permettent de distinguer les unités paysagères (22). Les dates retenues sont 1986, 2006 et 2020. Ces périodes tiennent compte de la disponibilité des images et de l'importance de la date dans l'histoire agraire. La date de 1986 est la plus ancienne retenue et représente également le début de la vulgarisation de la culture du coton dans les villages étudiés. La date de 2006 représente la date de création du corridor N°1 et 2020 est la plus récente disponible (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des dates et principaux facteurs des changements agraires.

Date	Types d'images	Principaux facteurs de dynamique agraire dans les deux villages
1986	Landsat 5 TM	-Début de la culture du coton assez récente (Fin 1970-début 1980)
	Résolution Spectrale: 6 bandes	-Faible utilisation des intrants agrochimiques introduit avec le coton -Traction animale très peu développée
	Résolution Spatiale: 30 m	-Migrants agricoles et éleveurs Peulh installés à partir de 1980
	Date d'acquisition: 18/11/1986	-Opération «30 000 charrues», aide de l'État (1988-1989) -Statut foncier des migrants: métayer* uniquement (Kollo et Saro)
2006	Landsat 5 TM	-Création du corridor (2006)
	Résolution Spectrale: 6 bandes	-Forte production du coton, variété Bt vulgarisée en 2008-2009 -Traction animale très développée
	Résolution Spatiale: 30 m	-Migrants agricoles de plus en plus nombreux
	Date d'acquisition: 25/11/2006	-Statut foncier des migrants: métayer (Kollo et Saro) et locataire (Saro uniquement)
2020	Landsat 8 OLI/TIRS	-Prestation de labour moto-mécanisée très fréquente depuis 2010
	Résolution Spectrale: 8 bandes	-Recul du coton; forte production du sésame et du soja relancés en 2017 -Tracteur remplace graduellement traction animale pour le labour des champs
	Résolution Spatiale: 30 m	-Retour de la variété conventionnelle du coton (2016-2017)
	Date d'acquisition: 15/11/2020	-Emploi systématique des intrants agrochimiques (Jusqu'en 2020) -Migration toujours en cours -Statut foncier des migrants: métayer (Kollo et Saro) et locataire (Saro uniquement)

Source : Adaptée de Zoungrana et al. (12). *métayer : personne à qui la terre a été prêtée pour un usage agricole.

Entretiens avec les chefs d'exploitation

Des entretiens individuels auprès de 64 chefs d'exploitation migrants ont été réalisés dans le village de Saro car la location des terres y est présente contrairement au village de Kollo. Ces chefs d'exploitation ont été choisis de façon aléatoire de sorte à couvrir tous les quartiers du village grâce à l'appui d'un guide/interprète du village. Le guide d'entretien portait sur :

- i. Le régime foncier du chef d'exploitation. Ce dernier peut occuper plusieurs parcelles agricoles en tant que locataire de terre et/ou métayer.
- ii. L'historique des terres cultivées par ces chefs d'exploitation entre 2006-2020. Les champs cultivés par les chefs d'exploitation peuvent provenir du défrichement d'une formation végétale ; d'une jachère d'un certain âge ou encore d'un champ appartenant aux autochtones propriétaires terriens, que ces derniers louent (statut de locataire) ou prêtent (statut de métayer) aux chefs d'exploitation.

Inventaire des jachères dans les territoires villageois

Des observations directes dans les jachères en vue de la prise de coordonnées GPS et de leur état (âge) avec les chefs d'exploitation ont été réalisés dans les deux finages villageois. Grâce à l'appui

des chefs de terre des villages, l'historique des terres en jachère en 1986 et 2006 a été reconstitué. Cette phase de l'étude s'est déroulée avant et pendant le traitement des images satellite en plusieurs boucles itératives.

Analyse des données

Traitement des images satellite

Le traitement des images s'est effectué en trois grandes phases :

Phase de pré-traitement : téléchargement des images

Les images ont été téléchargées des serveurs de *United State Geological Survey* (ers.cr.usgs.gov). Les images téléchargées étaient de bonne qualité et n'ont pas nécessité de prétraitement majeur. La zone d'étude est couverte par la scène *Path* 195 et *Row* 052. Le mois de novembre a été retenu pour l'acquisition des images. Cette période de l'année permet de mieux distinguer la végétation naturelle des cultures (23) et de limiter les biais liés aux feux de brousse qui débutent après novembre dans la zone d'étude.

Phase de traitement : classification supervisée des entités paysagères

Les principales étapes de cette phase sont la composition colorée, le choix des sites d'entraînement ROIs (*Regions Of Interest*), la classification des unités d'occupation des terres définies et la vectorisation. Pour la composition colorée, il s'agissait de faire une combinaison respective avec les 3 bandes, proche infrarouge, rouge et verte de chaque image satellitaire pour une meilleure discrimination de la végétation. L'identification et la nomenclature des unités d'occupation des terres ont été effectuées suite à des observations directes sur le terrain et à l'aide des coordonnées de références des données géolocalisés des objets au sol. Cette démarche a permis de retenir cinq classes d'occupation des terres (Tableau 2). Suivant le système de classification de l'occupation des terres de la FAO (24), ces classes d'occupation des terres sont réparties dans deux principaux types à savoir (i) la formation végétale terrestre semi-naturelle et (ii) les terres agricoles. Dans cette étude, la formation végétale terrestre regroupe les savanes et les forêts galeries tandis que les terres agricoles regroupent les champs et les jachères (Tableau 2).

Tableau 2 : Définition des unités d'occupation des terres identifiées.

Unité d'occupation des terres		Caractéristiques principales
Forêts galeries		Formation végétale le long des cours d'eau dominée par des arbres d'au moins 5 m de hauteur avec un taux de recouvrement d'au moins 30 %
Savanes arborées		Formation végétale avec une couverture herbacée. Les arbres ont une hauteur d'au moins 5 m.
Savanes arbustives et herbeuses		Formations végétales avec une couverture herbacée de 70 à 90 %. La hauteur des arbres est inférieure à 5 m.
Terres agricoles	Champs	Terres ouvertes et exploitées pour l'agriculture. Il s'agit dans cette étude des parcs agroforestiers où les arbres à faible densité sont associés aux cultures pluviales.
	Jachères	Champs laissés au repos pour la restauration avant une remise en culture. L'âge des jachères est variable.

La méthode de classification supervisée s'est basée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. Il s'agit d'une méthode paramétrique qui affecte chaque pixel de l'image à la classe d'occupation des terres à laquelle il a la plus forte probabilité d'appartenir (25). Cet algorithme est un meilleur classificateur comparativement aux autres méthodes usuelles de classification (26) et se base sur les zones d'entraînement à savoir les objets au sol connus, qui permettent de généraliser la couverture de la zone d'étude. Le logiciel ENVI (*Environment for Visualising Image*) version 5.6 a été utilisé pour cette deuxième phase. Le coefficient Kappa et les indices de précision (*Producer Accuracy; User Accuracy; Overall Accuracy*) ont permis d'apprécier la qualité de la classification. En effet, le coefficient Kappa est un indice d'accord au-delà du hasard très utilisé en télédétection et qui exprime la qualité d'une classification d'images utilisée pour produire une carte thématique (27). Par ailleurs, une classification portant sur l'occupation des terres est validée lorsque la valeur du coefficient Kappa est comprise entre 50 et 75% (28).

La dernière étape de cette phase est la vectorisation et ses sous-étapes. Elle permet la création d'un fichier type vecteur (format shape) utilisable pour la cartographie thématique et les statistiques descriptives.

La confection des cartes finales est la troisième et dernière **phase de post-traitement** d'image. Elle a été effectuée sur le logiciel QGIS version 3.22.

Quantification de la dynamique paysagère de 1986 à 2020

Plusieurs indices permettent d'analyser la dynamique paysagère à travers l'étude de l'hétérogénéité du paysage, la fragmentation de ses éléments et leur connectivité (29). Ces analyses se font à l'échelle du paysage lui-même, des classes d'occupation ou de la tache (*patch*), plus petit élément du paysage. McGarigal et Marks (30) ont proposé plus de 50 indices pour quantifier les processus de dynamique paysagère. Cependant, la plupart de ces indices sont corrélés et apportent donc des informations similaires (1). Ainsi, sept indices (Tableau 3) couramment utilisés et en lien avec les travaux effectués ont été sélectionnés. Une documentation assez exhaustive de ces indices ainsi que leur interprétation sont rapportées par plusieurs auteurs (1, 30, 31). Ces indices ont été calculés à

l'échelle du paysage et de la classe d'occupation de 1986 à 2020 (Tableau 3).

Tableau 3 : Description des indices paysagers calculés.

Formules	Échelle	Description sommaire
$SHAPE_{MN} = \frac{P_{ij}}{\min(P_{ij})}$	Classe; Paysage	Shape index , indice de forme; il augmente lorsque la forme des taches est de plus en plus irrégulière. $SHAPE_{MN} \geq 1$ sans unité.
$ENN_{MN} = \frac{h_{ij}}{n_i}$	Classe	Euclidean Nearest Neighbor , distance moyenne entre plus proches voisins; caractérise la structure du paysage. $ENN_{MN} > 0$ exprimé en mètre (m)
$MPS = \left[\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right] 10^{-4}$	Classe; Paysage	Mean Patch Size , taille moyenne des taches; il diminue lorsque le nombre de taches des éléments augmente, ce qui signifie que les éléments du paysage sont de plus en plus fragmentés. $MPS > 0$ exprimé en hectare (ha)
$LSI = \frac{e_i}{\min(e_i)}$	Classe; Paysage	Landscape Shape Index , indice de la configuration du paysage (ou de la classe); il augmente avec l'irrégularité de la forme des taches. Plus l'indice augmente et plus le paysage (ou la classe) est désagrégé donc moins compacté. $LSI \geq 1$ sans unité.
$LPI = \left[\frac{\max(a_{ij})}{A} \right] 10^2$	Classe	Largest Patch Index , la plus large tache; il se calcule pour un type de couverture donné (classe) et se rapporte à la fragmentation de ce type de couverture. LPI compris entre 0 et 100%
$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m P_i \ln(P_i)}{\ln(m)}$	Paysage	Shannon's evenness index , l'indice d'équitabilité de Shannon; il fournit des informations sur la composition et la régularité des éléments du paysage. $SHEI < 1$ sans unité. Lorsque cet indice s'approche de 1, cela traduit une parfaite répartition entre les différentes classes d'occupation dans le paysage
$PLADJ = \left[\frac{g_{ij}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] 10^2$	Classe	Percentage of like adjacencies , proportion d'adjacences ou de contiguïtés similaires; il caractérise le degré d'agrégation des éléments d'une classe ou du paysage. PLADJ est compris entre 0 et 100%

Légende : P_{ij} : périmètre (m) de la tache ij ; h_{ij} : distance (m) entre la tache ij et la tache voisine la plus proche de la même classe ; n_i : nombre de taches (ou de classes) i du passage ; a_{ij} : superficie (m²) de la tache ij ; j allant de 1 à n taches ; e_i : longueur (m) de la bordure de la classe i ; \min : minimum ; A : superficie totale (m²) ; \max : maximum ; P_i : proportion du paysage occupée par la classe i ; m : nombre de classes dans le paysage ; g_{ij} : nombre d'agencements entre pixels de la classe i ; g_{ik} : nombre d'agencements entre les pixels des classes i et k .

Relation entre changements agraires et dynamique paysagère

Quatre (4) indices supplémentaires ont permis de mettre en relation la dynamique paysagère et agraire. Il s'agit de :

- **l'indice de perturbation du paysage** (32) : Cet indice traduit le niveau d'anthropisation du paysage lié aux activités agricoles. Il équivaut au rapport entre les classes anthropiques dans le paysage et les classes de formation végétales. Dans cette étude il se formule comme suit :

$$U = \frac{P_{ch} + P_j}{P_{sar} + P_{sa} + P_{fg}} \quad (32)$$

U : Indice de perturbation du paysage ; **P_{ch}** : Proportion de la classe « Champs » dans le paysage ; **P_j** : Proportion de la classe « Jachère » dans le paysage ; **P_{sar}, P_{sa} et P_{fg}** : Proportion de la classe « Savanes arbustives et herbeuses » ; « Savanes arborées » et « Forêts galeries » respectivement dans le paysage.

-la charge agro-démographique des terres illustrée par **le taux d'utilisation des terres (LCR) et le coefficient d'absorption des terres (LAC)** adaptés de Yeates et Garner (1976). Ces indices sont utilisés pour quantifier l'impact de la démographie humaine sur les changements des modes d'occupation des terres (34, 35). Ensemble, ils permettent en effet de mesurer la vitesse de conversion de nouvelles terres en champs par rapport à la vitesse d'augmentation de la population.

$$LCR = \frac{A}{P}; LAC = \frac{A_n - A_{n-1}}{P_n - P_{n-1}} \quad (33)$$

A : Superficie des champs ; **A_n** et **A_{n-1}** : Superficie des champs de l'année n et de l'année antérieure à n respectivement ; **P** = Population ; **P_n** et **P_{n-1}** : Population de l'année n et de l'année antérieure à n respectivement.

Cependant, contrairement aux études classiques, cette étude-ci distingue les jachères des terres en culture dans le calcul de ces indices. Aussi, sur la base de ces indices agro-démographiques, et conformément au paradigme « *pattern-process* », ces travaux proposent de quantifier **le processus de disparition de la jachère** d'une année à l'autre à partir du rapport spatial suivant :

$$\frac{P_j}{P_j + P_{ch}}$$

P_{ch} : Proportion de la classe « Champs » dans le paysage ; **P_j** : Proportion de la classe « Jachère » dans le paysage. Plus le ratio tend vers 0, plus la conversion des jachères en champs est totale.

Tous ces indices ont été calculés à l'échelle du paysage de 1986 à 2020 et à l'échelle de chaque territoire villageois en cherchant à contraster Saro, Kollo et le corridor à partir de 2006, l'année d'apparition de la location des terres et de la délimitation du corridor.

Le logiciel R version 4.1.3 a été utilisé pour l'analyse des données et la conception des graphiques. Le package *landscapemetrics* version 1.5.4 (31) a permis de calculer les indices paysagers à l'aide du fichier de classification (format raster). De plus, les matrices de transition calculées ont permis de détecter les changements d'occupation des terres entre 1986 et 2020. L'influence

du régime foncier sur la réduction spatiale de la jachère à Saro a été analysée à l'aide du test Khi-2 d'indépendance. Les variables considérées étaient (i) le statut foncier du migrant avec deux modalités : locataire et métayer et (ii) l'historique de la parcelle agricole avec également deux modalités : jachère et autre classe d'occupation. Cette dernière regroupe les formations végétales et les champs. L'interprétation des indices paysagers et agro-démographiques à l'échelle de chaque village a permis d'une part de quantifier l'impact de la croissance démographique sur la dynamique paysagère et, d'autre part, elle a permis de déterminer l'impact des changements fonciers.

Résultats

Qualité de la classification

La classification supervisée des images satellites a permis d'obtenir des indices Kappa et de précision globale supérieurs à 80 % (Tableau 4). Les valeurs de ces indices témoignent de la fiabilité de la classification des images satellite.

Tableau 4 : Indicateurs de la qualité de la classification des images satellite.

Mode d'occupation des terres	1986		2006		2020	
	PP	PU	PP	PU	PP	PU
Forêt galerie	87,70	96,47	87,36	73,79	94,83	90,16
Savane arborée	81,69	61,70	76,19	88,07	86,27	81,48
Savane arbustive et herbeuse	88,29	91,59	97,07	97,89	95,42	99,32
Champ	80,00	80,89	94,71	86,99	100	100
Jachère	90,23	78,31	97,53	89,77	100	100
Précision globale	86,15		91,60		95,74	
Indice Kappa	82,15		89,07		94,08	

Légende : **PP** : Précision du producteur -'Producer' Accuracy- ; **PU** : Précision d'utilisateur -'User' Accuracy-.

Dynamique paysagère de 1986 à 2020

La dynamique paysagère de 1986 à 2020 est marquée par une augmentation de la superficie des champs (Figure 2 ; Figure 3). Ces champs (CH) proviennent surtout de la conversion des savanes arbustives et herbeuses (SAR) et des jachères (J). La proportion des superficies de savane arbustive et herbeuse convertie en champs est de **23,77 %** et de **17,82 %** respectivement de 1986 à 2006 et de 2006 à 2020. Dans les mêmes intervalles, la proportion des superficies de jachère convertie en champs est de 6,24 % et de 1,99 % respectivement (Tableau 5). Aussi, de 1986 à 2006, 29,98 % de la superficie des autres classes s'est converti en champ contre 10,62 % en 2006 à 2020. D'une manière générale, dans les années 1980, les activités agricoles étaient peu développées surtout dans le finage de Saro où les champs et les jachères sont peu présents (Figure 2). Aussi, de 1986 à 2020, toutes les classes d'occupations ont connu une régression sauf les champs qui représente 44% de la superficie totale du paysage en 2020 (Figure 3 ; Tableau 6).

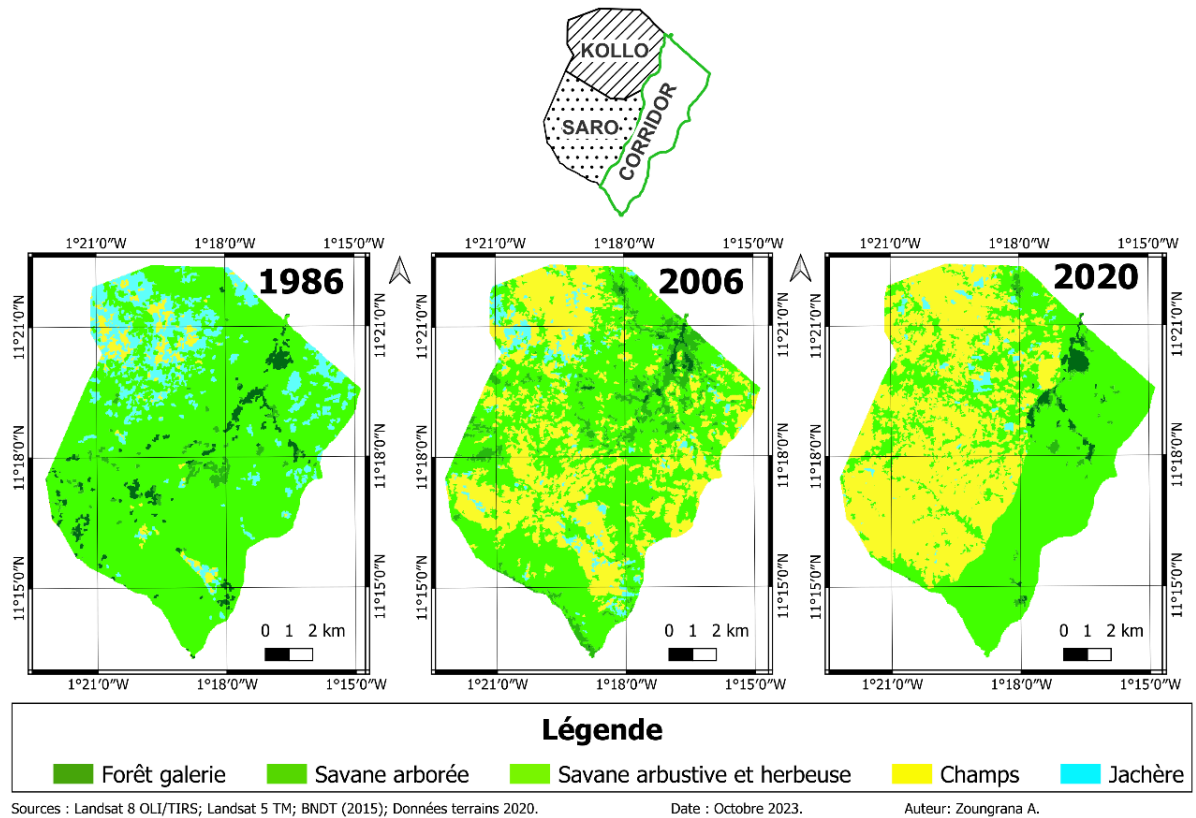


Figure 2 : Dynamique paysagère de 1986 à 2020.

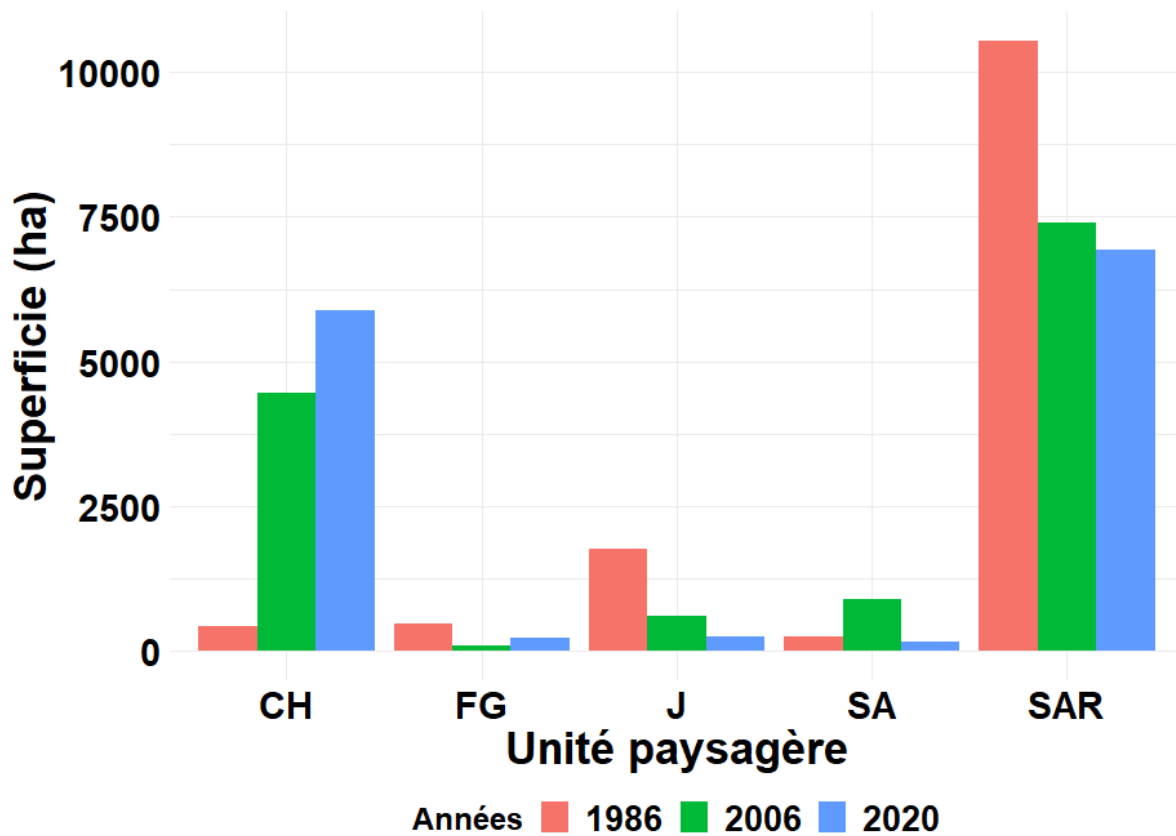


Figure 3 : Évolution des modes d'occupation des terres de 1986 à 2020.

Légende : **CH** : Champ ; **FG** : Forêt galerie° ; **J** : Jachère° ; **SA** : Savane arborée° ; **SAR** : Savane arbustive et herbeuse.

Tableau 5 : Matrice de transition des classes d'occupation de 1986 à 2020. La valeur dans les cellules représente les changements opérés entre les classes d'une année (ligne) à l'autre (colonne).

Classes 2006	Classes 1986									
	FG		SA		SAR		J		CH	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
FG	55,62	0,41	1,62	0,01	38,34	0,29	0	0,00	0	0,00
SA	97,56	0,73	21,24	0,16	730,08	5,44	29,61	0,22	2,97	0,02
SAR	196,47	1,46	127,71	0,95	6271,02	46,70	695,16	5,18	103,05	0,77
J	13,59	0,10	0,72	0,01	301,59	2,25	203,04	1,51	87,84	0,65
CH	103,59	0,77	85,86	0,64	3192,21	23,77	837,45	6,24	232,02	1,73
Changements	-371,25	-2,76	644,31	4,80	-3139,83	-23,38	-1158,48	-8,63	4025,25	29,98

Classes 2020	Classes 2006									
	FG		SA		SAR		J		CH	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
FG	62,73	0,47	80,28	0,60	63,09	0,47	1,8	0,01	10,89	0,08
SA	7,83	0,06	49,14	0,37	71,46	0,53	1,62	0,01	24,57	0,18
SAR	21,96	0,16	613,26	4,57	4738,95	35,29	324,99	2,42	1241,64	9,25
J	1,89	0,01	12,42	0,09	126,9	0,95	11,7	0,09	83,52	0,62
CH	1,17	0,01	126,36	0,94	2393,01	17,82	266,67	1,99	3090,51	23,01
Changements	123,21	0,92	-726,84	-5,41	-452,61	-3,37	-370,35	-2,76	1426,59	10,62

Classes 2020	Classes 1986									
	FG		SA		SAR		J		CH	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
FG	136,35	1,02	3,06	0,02	79,38	0,59	0	0,00	0	0,00
SA	29,43	0,22	13,95	0,10	108,09	0,80	3,06	0,02	0,09	0,00
SAR	135,99	1,01	67,59	0,50	5787,72	43,10	829,8	6,18	119,7	0,89
J	0,18	0,00	6,12	0,05	175,23	1,30	38,52	0,29	16,38	0,12
CH	164,88	1,23	146,43	1,09	4382,82	32,64	893,88	6,66	289,71	2,16
Changements	-248,04	-1,85	-82,53	-0,61	-3592,44	-26,75	-1528,83	-11,39	5451,84	40,60

Légende : FG : Forêt galerie° ; SA : Savane arborée° ; SAR : Savane arbustive et herbeuse° ; J : Jachère° ; CH : Champ.

Implication des changements agraires sur l’anthropisation paysagère

De 2006 à 2020, le degré d’anthropisation a augmenté plus à Saro qu’à Kollo. L’anthropisation telle que mesurée par l’indice U passe de 66 % à 141 % dans le village de Kollo et de 70 % à 362 % dans le village de Saro (Tableau 6). Cette dernière traduit une évolution très rapide d’un paysage dominé par des formations végétales (savanes et forêts) à un paysage dominé par des terres agricoles (champs et jachères combinés). Pourtant, pendant cette même période 2006-2020, l’augmentation de la population dans ces deux villages est presque similaire (Tableau 6). Par contre, l’augmentation des champs au détriment de la jachère est différente (Tableau 6). Dans le village de Kollo, la conversion des terres (LCR) baisse légèrement de 2,30 ha/habitant à 2,07 ha/habitant avec un coefficient d’absorption (LAC) de 1,81 ha/habitant. Cependant dans le village de Saro, LCR augmente de 2,56 ha/habitant à 3,07 ha/habitant avec un coefficient d’absorption de 3,74 ha/habitant (Tableau 6). Le processus de disparition de la jachère estimée (J/J+CH) entre 2006-2020 sur l’ensemble des terres agricoles est de 57 % à Kollo et de 87 % à Saro (Tableau 6). Par ailleurs, le taux de disparition de la jachère est de 37,09 % à Kollo et 75,64 % à Saro (Tableau 6). Le test d’indépendance Khi-2 indique que la conversion des jachères en champs est plus liée à la location des terres agricoles que le métayage (Khi-2= 6,70 ; p-value =0,009 ; Tableau 7). Cependant, le degré d’anthropisation (U) des formations végétales a diminué de 46 % à l’intérieur du corridor depuis sa délimitation en 2006 (Tableau 6).

Tableau 6 : Évolution des indices agro-démographiques à l’échelle des territoires villageois et du corridor.

Indices	Entités	Périodes	
		2006	2020
Population (habitant)	Kollo	635	1161
	Saro	666	1134
J/J+CH	Kollo	0,186	0,080
	Saro	0,063	0,008
LAC (ha/habitant)	Kollo	-	1,81
	Saro	-	3,74
LCR (ha/habitant)	Kollo	2,30	2,07
	Saro	2,56	3,07
Sup_J (ha)	Kollo	333,09	209,52
	Saro	115,29	28,08
Sup_CH (ha)	Kollo	1460,79	2411,1
	Saro	1728,09	3477,69
	Corridor	1277,1	00,00
U	Kollo	0,66	1,41
	Saro	0,70	3,62
	Corridor	0,46	0,00

Légende : **J** : classe d'occupation jachère ; **CH** : classe d'occupation Champs ; **Sup_J** : superficie de la classe d'occupation jachère ; **Sup_CH** : superficie de la classe d'occupation champs. Données de la population issues des recensements de la population humaine par l'Institut National de la Statistique et de la Démographie (INSD).

Tableau 7 : Influence de la location des terres sur la réduction de la jachère.

Régime foncier	Jachère convertie en champs (%)	Autres unités converties en champs (%)
Location	67,19	7,81
Métayage	14,06	10,94
Khi-2		6,700
P-value		0,009
N	64 chefs d'exploitation	

Légende : N est la taille de l'échantillon.

Évolution des indices paysagers de 1986 à 2020

À l'échelle du paysage, la fragmentation des habitats est très forte entre 1986 et 2006. Cette fragmentation est reflétée par l'augmentation des indices SHEI (de 0,47 à 0,52), SHAPE_MN (de 1,42 à 1,81), N (de 524 à 585), LSI (de 8,19 à 13,99) et la diminution de l'indice MPS (84 ha à 75 ha). Cependant, de 2006 à 2020 la fragmentation paysagère diminue par rapport à la période précédente traduisant une augmentation de l'agrégation des champs (Tableau 8).

À l'échelle des classes d'occupation, la fragmentation, la connectivité ainsi que l'hétérogénéité

des taches diffèrent de 1986 à 2020. En ce qui concerne **la fragmentation**, la classe des savanes arbustives et herbeuses a été la plus fragmentée (MPS ; LPI) surtout de 1986 à 2006 où MPS passe de 285 ha à 80 ha (Figure 4). Par contre, une agrégation des champs est observée surtout de 2006 à 2020. Cette agrégation des éléments de la classe champ augmente continuellement de 78 % en 2006 à 93 % en 2020 (PLADJ) et traduit une augmentation du nombre et des superficies des champs (Figure 4). Quant à **la connectivité**, l'indice ENN_MN notamment indique que la connectivité des taches des forêts galeries augmente lorsque celle des taches des savanes arborées diminue (Figure 4). Par ailleurs, l'évolution de la structure de ces deux classes d'occupation à l'intérieur du corridor après 2006 tend à revenir à leur état initial de 1986 (Figure 4). Enfin, **l'hétérogénéité**, traduite surtout par l'indice de forme SHAPE_MN montre que toutes les classes d'occupation ont une forme irrégulière de 1986 à 2006 (Figure 4). Cette irrégularité diminue après 2006 pour toutes les classes sauf pour les forêts galeries dont l'irrégularité augmente et celle des champs qui change très faiblement de 1,81 en 2006 à 1,84 en 2020 (Figure 4). La structure des jachères évolue de façon singulière contrairement aux autres classes. Le LSI des jachères diminue continuellement de 21,74 à 10,32 respectivement de 1986 à 2020 ce qui traduit une désagrégation continue des terres en jachère (Figure 4). D'une manière générale, la fragmentation paysagère évolue dans le même sens que les indices LCR et LAC de 1986 à 2020 (Tableau 8).

Tableau 8 : Indices agro-démographiques et paysagers à l'échelle du paysage.

Indices	Périodes		
	1986*	2006	2020
Population (habitant)	605	1301	2295
LAC (ha/habitant)	-	5,78	1,43
LCR (ha/habitant)	0,70	3,42	2,56
CH (%)	3,17	33,15	43,77
FG (%)	3,48	0,71	1,63
J (%)	13,15	4,52	1,76
SA (%)	1,77	6,56	1,15
SAR (%)	78,44	55,06	51,69
J/J+CH	0,81	0,12	0,04
Nombre de taches	524	585	514
MPS (ha)	83,51	74,8	84,89
SHAPE_MN	1,42	1,81	1,57
SHEI	0,47	0,52	0,5
LSI	8,19	13,99	9,77
U	0,195	0,604	0,836

Légende : **FG** : Forêt galerie° ; **SA** : Savane arborée ; **SAR** : Savane arbustive et herbeuse° ; **J** : Jachère° ; **CH** : Champ ; *données de la population issues des recensements de la population humaine de 1996. Toutes les données de la population sont issues des recensements de la population humaine par l'Institut National de la Statistique et de la Démographie (INSD).

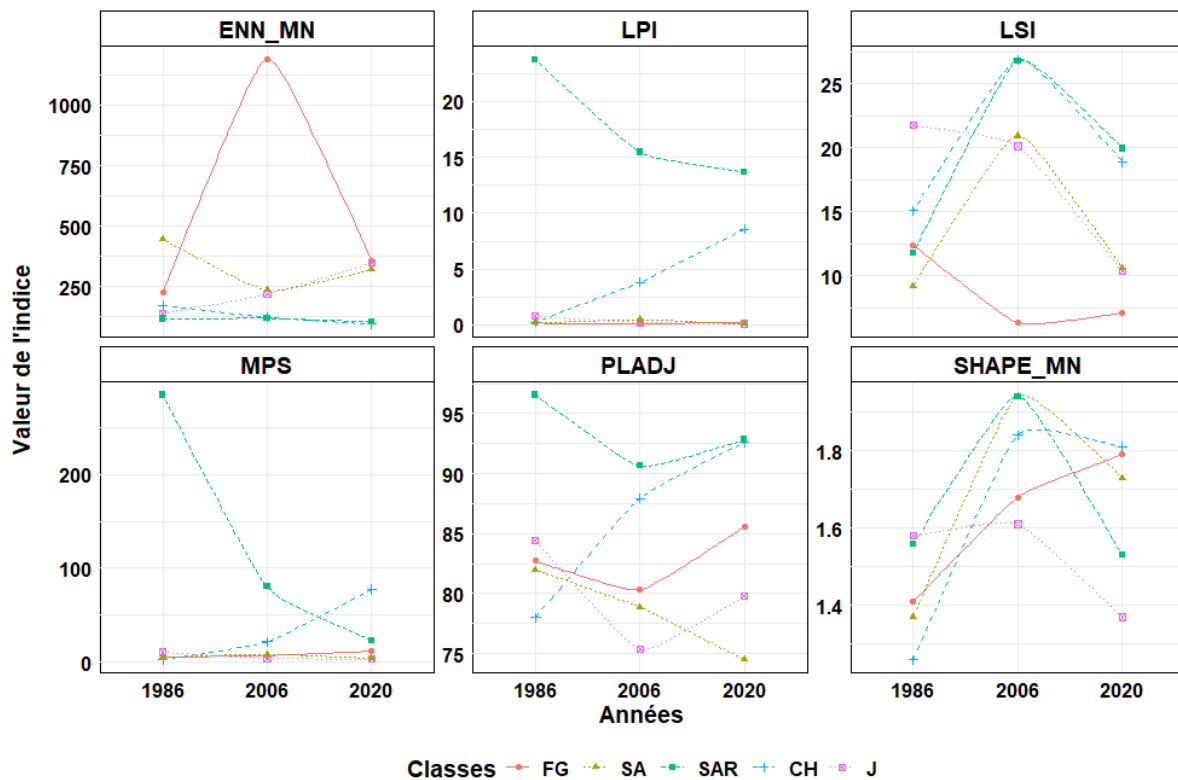


Figure 4 : Indices paysagers à l'échelle des classes d'occupation.

Légende : FG : Forêt galerie ; SA° : Savane arborée° ; SAR : Savane arbustive et herbeuse° ; J : Jachère° ; CH : Champ.

Discussion

Dynamique paysagère au cours de l'histoire agraire de 1986 à 2020

Les résultats montrent que la dynamique du paysage s'est caractérisée par l'agrandissement de la superficie des champs et l'augmentation de leur nombre au détriment des jachères et des savanes arbustives et herbeuses. Cette dynamique s'expliquerait d'une part, par l'installation massive des immigrants agricoles et d'autre part, par le développement des cultures de rente dans la zone d'étude. En effet, au Burkina Faso, la recherche de terres arables et de pâturages conduit les producteurs de la région aride du Nord du pays à émigrer vers la région soudanienne plus humide au Sud (36) entraînant ainsi une forte anthropisation des habitats (5, 6). Aussi, le développement des cultures de rente se conjugue avec une conversion rapide des écosystèmes (semi-) naturels en terres agricoles (37). Plusieurs travaux confirment ces résultats (2, 6, 38). En effet, Sama et al. (6) ont montré que le développement agricole autour du PONASI, est favorisé par la bonne pluviométrie et les sols assez fertiles et aptes à la plupart des cultures vivrières et de rente. Par ailleurs, le développement des cultures de rente notamment le coton autour du Parc National Kaboré Tambi (PNKT) du complexe PONASI s'accompagne d'une réduction des formations végétales menaçant ainsi la biodiversité faunique et floristique du PNKT (38). D'une manière générale, le développement des terres agricoles est la principale cause de la perte des formations végétales et de la biodiversité en Afrique sub-Saharienne (2, 7, 39).

Les résultats ont également montré que la fragmentation paysagère entre 1986 et 2006 est supérieure à celle entre 2006 et 2020. Cette dynamique paysagère s'expliquerait par la faible conversion des jachères et des savanes arbustives et herbeuses en champs entre 2006 et 2020 par rapport aux deux décennies précédentes 1986-2006. En effet, de 2006 à 2020 plus de 23 % des superficies des champs sont restés intacts car la carence en nouvelles terres défrichables se faisait ressentir. Le paysage est donc devenu moins fragmenté parce qu'il est dominé/saturé par de grandes unités de champs qui varient très peu dans le temps. Plusieurs études soutiennent ces analyses (6, 38). En effet, l'Afrique de l'Ouest est actuellement caractérisée par un paysage dominé par des terres agricoles (40, 41).

Influence du régime foncier sur la dynamique paysagère

Le régime foncier et en particulier la pratique de la location des terres agricoles est un vecteur de la dynamique paysagère mais parfois masqué par la croissance démographique qui est systématiquement mise en avant comme principal moteur de la dynamique paysagère (5, 6, 42). Les résultats montrent qu'après 2006, l'apparition de la pratique de la location foncière dans le village de Saro a accentué l'anthropisation du paysage et accéléré également la disparition de la jachère. En effet, bien que les deux villages Kollo et Saro aient une croissance démographique presque similaire, le degré d'anthropisation a augmenté de 292 % à Saro contre 75 % à Kollo où la location foncière n'est pas pratiquée.

En outre, le nouvel indice spatial (J/J+CH) développé dans cette étude montre que le taux de disparition de la jachère lié à la pratique de la location foncière augmente de 37,97 % dans le village de Saro. Cette relation entre régime foncier et dynamique paysagère s'expliquerait par la saturation du paysage agraire (traduit par les indices agro-démographiques LAC et LCR calculés) occasionnée par la mutation du régime foncier traditionnel. En effet, Zoungrana et al. (13) rapportent que la disparition de la pratique de la jachère autour du corridor PONASI est liée au statut d'insécurité foncière des migrants agricoles. Drabo et al. (43) ont aussi montré que la saturation de l'espace entraîne la mutation du régime foncier traditionnel et le développement des pratiques foncières proscrites par le droit coutumier au Burkina Faso. Enfin, Jouve (44) a montré que la monétarisation foncière conduit à la raréfaction des terres agricoles et à la disparition de la jachère dans les pays de l'Afrique sub-Saharienne en général.

L'influence du régime foncier sur l'anthropisation du paysage et la réduction de la jachère s'expliquerait également par le besoin monétaire des producteurs pour l'achat des intrants chimiques. En effet, les autochtones, propriétaires terriens, disposent de moins en moins de réserves foncières autour du corridor N°1 du PONASI pour installer de nouveaux métayers (11, 12). La saturation de l'espace a contraint ainsi la majorité de la population agricole à la culture continue, obligeant par conséquent l'utilisation permanente des intrants chimiques (13). De plus, certains producteurs enfreignent la tradition à Saro en procédant à la location d'une partie de leur terre contre une rémunération monétaire afin de faciliter l'achat de ces intrants chimiques indispensables à la production agricole. Ces analyses corroborent celles de Jouve (44) et Jahel et al. (45) qui ont respectivement montré que l'usage des engrais chimiques entraîne le raccourcissement de la période de la jachère d'une part et la monétarisation foncière d'autre part.

Le corollaire de la location foncière est l'insécurisation foncière permanente et le nomadisme agricole chez les migrants agricoles (46). En effet, ces derniers ne disposent d'aucune garantie quant à l'utilisation des terres agricoles leur permettant de faire des investissements agricoles

à long terme. Par ailleurs, en plus d'accentuer l'anthropisation du paysage et la disparition de la jachère dans le village de Saro, le contexte d'insécurité foncière constituerait également un obstacle à l'adoption des pratiques agricoles durables. En effet, l'adoption de ces dernières reposant notamment sur les principes agroécologiques exige au préalable la garantie de la sécurisation des terres agricoles (47, 48).

Importance des aires protégées dans la restauration des habitats

La délimitation du corridor N°1 a permis la reconstitution d'une partie des forêts galeries et des savanes arborées au sein de l'espace protégé. Cependant, ce gain en savanes arbustives et herbeuses au sein du corridor ne compense pas les pertes dues à leur conversion en champs autour du corridor. L'analyse de la connectivité montre que la diminution des forêts galeries se fait en faveur des savanes arborées de 1986 à 2006. Par contre de 2006 à 2020, les savanes arborées diminuent en faveur des forêts galeries. Cette dynamique s'explique d'une part par la similarité de structure écologique entre ces deux habitats (49). D'autre part, la mise en place du corridor N°1 du PONASI a réduit la fragmentation de ces habitats. Toutefois, ce dispositif de protection ne concernant pas tout le paysage, le peu d'habitats non protégés hors du corridor continue à se dégrader, d'où l'augmentation du degré d'anthropisation globale de 2006 à 2020. Ce résultat corrobore ceux de Soulama et al. (50) qui ont rapporté une restauration du couvert végétal dans la réserve partielle de faune de Pama au Burkina Faso couplée à une dégradation continue du couvert végétal dans la zone adjacente à cette aire protégée.

Conclusion

Cette étude a adopté une approche systémique qui a intégré une lecture sociologique et l'écologie du paysage afin d'expliquer la dynamique paysagère de 1986 à 2020 autour des aires protégées Pô-Nazinga-Sissili (PONASI), tout en s'intéressant en particulier à la classe « jachère » dans l'analyse paysagère. Cette approche intégrée a permis de quantifier l'implication des changements agraires au-delà de la démographie humaine sur le paysage. En tenant compte des limites des études sur la dynamique paysagère énoncées dans l'introduction, cette étude a permis de vérifier les hypothèses émises. Premièrement, la conversion des jachères en champs entre 1986-2006 est supérieure à celle entre 2006-2020 traduisant ainsi une saturation du paysage par les champs et la quasi-disparition des jachères dans le paysage agricole actuel autour du PONASI.

Deuxièmement, l'apparition de la pratique de la location des terres agricoles entraîne plus la réduction spatiale de la jachère que la croissance démographique. En comparant deux villages à régime foncier contrasté avec une évolution démographique presque similaire, cette étude a montré que la location des terres agricoles accentue l'anthropisation du paysage et accélère la disparition de la jachère. L'introduction et l'application d'un nouvel indice spatial (J/J+CH) dans cette étude a permis de démontrer et quantifier le processus de disparition de la jachère.

Enfin troisièmement, la délimitation du corridor N°1 du complexe écologique Pô-Nazinga-Sissili en 2006 a réduit la fragmentation des habitats en son sein mais amplifié l'anthropisation des habitats à son alentour. Par conséquent, la prise en compte de la disparité foncière au sein des populations agricoles dans les programmes d'aménagement et de gestion des espaces agricoles et des aires protégées adjacentes, tout comme la préservation du corridor N°1 du PONASI, permettraient de réduire la fragmentation des habitats et mieux préserver la biodiversité.

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet de recherche et développement sur le complexe écologique Pô-Nazinga-Sissili (PRD-PONASI) financé par l'Académie belge pour la recherche et l'enseignement supérieur (ARES).

Bibliographie

1. Turner, M.G. and Gardner, R.H. (2015) *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer New York, New York, NY. <https://link.springer.com/10.1007/978-1-4939-2794-4>.
 2. Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., et al. (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**, 16732–16737.
 3. UNEP-WCMC (2016) *L'État de la Biodiversité en Afrique : Examen à mi-parcours des progrès réalisés vers l'atteinte des Objectifs d'Aichi*. Cambridge, UK.
 4. FAO (2015) *Évaluation des ressources forestières mondiales 2015*. Rome, Italie.
 5. Ouedraogo, I., Tigabu, M., Savadogo, P., Compaoré, H., Odén, P.C. and Ouadba, J.M. (2010) Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina Faso, West Africa. *Land Degradation & Development*, **21**, 453–462. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.981>.
 6. Sama, A., Ramdé, Z., Ouédraogo, P.C., Sikuzani, Y.U., Salomon, W., Dipama, J.-M., et al. (2023) Pression anthropique et dynamique de l'occupation du sol autour du corridor n°1 du complexe écologique Pô-Nazinga-Sissili au Burkina Faso. *Tropicultura*, **41**. <https://popups.uliege.be/2295-8010/index.php?id=2200>.
 7. Herrmann, S.M., Brandt, M., Rasmussen, K. and Fensholt, R. (2020) Accelerating land cover change in West Africa over four decades as population pressure increased. *Communications Earth & Environment*, **1**, 53. <https://www.nature.com/articles/s43247-020-00053-y>.
 8. Bamba, I., Visser, M. and Bogaert, J. (2011) An alternative view of deforestation in Central Africa based on a Boserupian framework. *Tropicultura*, **29**, 250–254.
 9. Visser, M. (2013) Revisiting Ester Boserup: the agroecology of agrarian change under population pressure. In *Quelle transition pour nos sociétés ? 1er congrès interdisciplinaire du développement durable*, Namur (Belgique), p. 9.
 10. Barbier, E.B. (2004) Explaining Agricultural Land Expansion and Deforestation in Developing Countries. *American Journal of Agricultural Economics*, **86**, 1347–1353. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0002-9092.2004.00688.x>.
 11. Bassolé, A.C.N. and Akiam, B.P. (2020) *Le patrimoine culturel fragilisé: Etude socio-anthropologique chez les Kasséna*. Éditions universitaires européennes.
 12. Zoungrana, A., Visser Marjolein, Bationo André Babou, Traoré Salifou and De Cannière Charles (2021) Caractérisation des systèmes de production agricoles et identification des facteurs de verrouillage agroécologique autour des aires protégées du complexe PONASI au Burkina Faso. In Kane N, Orange D, Brun-Diallo L (eds), *Adaptation et résilience des agricultures en Afrique de*
-

l'Ouest : innovations agroécologiques et intégration des territoires. , CID'2021. IRD, Dakar, Sénégal. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010084872>.

13. Zoungrana, A., De Cannière, C., Cissé, M., Bationo, B.A., Traoré, S. and Visser, M. (2023) Does the social status of farmers determine the sustainable management of agroforestry parklands located near protected areas in Burkina Faso (West Africa)? *Global Ecology and Conservation*, **44**, e02476. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989423001117>.
 14. Reid, R.S., Kruska, R.L., Muthui, N., Taye, A., Wotton, S., Wilson, C.J., et al. (2000) Land-use and land-cover dynamics in response to changes in climatic, biological and socio-political forces: the case of southwestern Ethiopia. *Landscape Ecology*, **15**, 339–355.
 15. DiGiano, M., Ellis, E. and Keys, E. (2013) Changing Landscapes for Forest Commons: Linking Land Tenure with Forest Cover Change Following Mexico's 1992 Agrarian Counter-Reforms. *Human Ecology*, **41**, 707–723. <http://link.springer.com/10.1007/s10745-013-9581-0>.
 16. Turner, M.G. (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**, 171–197. <http://www.jstor.org/stable/2097089>.
 17. Tong, X., Brandt, M., Hiernaux, P., Herrmann, S., Rasmussen, L.V., Rasmussen, K., et al. (2020) The forgotten land use class: Mapping of fallow fields across the Sahel using Sentinel-2. *Remote Sensing of Environment*, **239**, 111598. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425719306182>.
 18. Bégué, A., Arvor, D., Bellon, B., Betbeder, J., de Abelleira, D., P. D. Ferraz, R., et al. (2018) Remote Sensing and Cropping Practices: A Review. *Remote Sensing*, **10**, 99. <http://www.mdpi.com/2072-4292/10/1/99>.
 19. Black, A.E., Morgan, P. and Hessburg, P.F. (2003) Social and biophysical correlates of change in forest landscapes of the interior Columbia Basin, USA. *Ecological Applications*, **13**, 51–67.
 20. Cumming, G.S. and Barnes, G. (2007) Characterizing land tenure dynamics by comparing spatial and temporal variation at multiple scales. *Landscape and Urban Planning*, **83**, 219–227. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204607001028>.
 21. Bouché, P., Lejeune, P., Bailly, V., Muyle, M., Zingue, M.-H., Mercier, A., et al. (2016) Conserving wildlife amongst the cotton fields. A third of a century of experience at the Nazinga Game Ranch, Burkina Faso. *Environmental Monitoring and Assessment*, **188**, 437.
 22. Zhu, Z., Wulder, M.A., Roy, D.P., Woodcock, C.E., Hansen, M.C., Radeloff, V.C., et al. (2019) Benefits of the free and open Landsat data policy. *Remote Sensing of Environment*, **224**, 382–385.
 23. Barima, Y.S.S., Barbier, N., Bamba, I., Traoré, D., Lejoly, J. and Bogaert, J. (2009) Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et Forêts des Tropiques*, **299**, 15. <http://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20419>.
 24. Jansen, L. and Di Gregorio, A. (2000) Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual.
 25. Strahler, A.H. (1980) The use of prior probabilities in maximum likelihood classification of
-

remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(80\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(80)90011-5).

26. Forsey, D., LaRocque, A., Leblon, B., Skinner, M. and Douglas, A. (2020) Refinements in Eelgrass Mapping at Tabusintac Bay (New Brunswick, Canada): A Comparison between Random Forest and the Maximum Likelihood Classifier. *Canadian Journal of Remote Sensing*, September <https://doi.org/10.1080/07038992.2020.1824118>.

27. Foody, G.M. (2020) Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111630>

28. Pontius, R.G. (2000) Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2000.

29. Burel, F. (ed) (2003) Landscape Ecology. 1st ed., CRC Press. <https://www.taylorfrancis.com/books/9781439844175>.

30. McGarigal, K. and Marks, B.J. (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/3064>.

31. Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K. and Nowosad, J. (2019) landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, **42**, 1648–1657. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ecog.04617>.

32. O'Neill, R. V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., et al. (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **1**, 153–162. <http://link.springer.com/10.1007/BF00162741>.

33. Yeates, M. and Garner, B.J. (1976) The north American city. New York: Harper & Row.

34. Sharma, L., Pandey, P.C. and Nathawat, M.S. (2012) Assessment of land consumption rate with urban dynamics change using geospatial techniques. *Journal of Land Use Science*, **7**, 135–148.

35. Patel, S.K., Verma, P. and Shankar Singh, G. (2019) Agricultural growth and land use land cover change in peri-urban India. *Environmental Monitoring and Assessment*, **191**, 600.

36. Ouedraogo, I., Savadogo, P., Tigabu, M., Cole, R., Odén, P.C. and Ouadba, J.-M. (2009) Is rural migration a threat to environmental sustainability in Southern Burkina Faso? *Land Degradation & Development*, **20**, 217–230. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.910>.

37. Ordway, E.M., Asner, G.P. and Lambin, E.F. (2017) Deforestation risk due to commodity crop expansion in sub-Saharan Africa. *Environmental Research Letters*, **12**, 044015. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa6509>.

38. Dipama, J.-M. (2011) Les risques de dégradation des écosystèmes liés à la culture du coton au Burkina Faso: le cas du parc national de Pô. **40**, 29–52. <http://id.erudit.org/iderudit/%0A>.

39. Fenta, A.A., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Tsubo, M., Yasuda, H., Shimizu, K., et al. (2020) Cropland expansion outweighs the monetary effect of declining natural vegetation on ecosystem services in sub-Saharan Africa. *Ecosystem Services*, **45**, 101154.

40. Tappan, G.G., Cushing, W.M., Cotillon, S.E., Hutchinson, J.A., Pengra, B., Alfari, I., et al. (2016) Landscapes of West Africa: A window on a changing world. United States Geological Survey, Garretson, SD. <https://pubs.usgs.gov/publication/70176549>.
41. Caillault, S., Ballouche, A. and Delahaye, D. (2012) Vers la disparition des brousses ? Analyse multi-scalaire de la dynamique des paysages à l'ouest du Burkina Faso depuis 1952. *Cybergeo*, April 7, <https://doi.org/10.4000/cybergeo.25264>.
42. Bamba, I., Barima, Y.S.S. and Bogaert, J. (2010) Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Tropical Conservation Science*, **3**, 31-44.
43. Drabo, I., Ilboudo, F. and Tallet, B. (2003) Dynamique des populations, disponibilités en terres et adaptation des régimes fonciers : le Burkina Faso, une étude de cas. 1st ed., CICRED. <http://cicred.org/Eng/Publications/Books/MonographieBurkina/08MonoBurkina2Partie.pdf>.
44. Jouve, P. (2007) Le jeu croisé des dynamiques agraires et foncières en Afrique subsaharienne. *Cahiers Agricultures*, **16**, 379-385. <http://revues.cirad.fr/index.php/cahiers-agricultures/article/view/30666>.
45. Jahel, C., Baron, C., Vall, E., Karambiri, M., Castets, M., Coulibaly, K., et al. (2017) Spatial modelling of agro-ecosystem dynamics across scales: A case in the cotton region of West-Burkina Faso. *Agric. Syst.*, **157**, 303-315. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308521X1630186X>.
46. Drabo, I. (2000) Migration agricole et insécurité foncière en pays bwa du Burkina Faso. *Espace, populations, sociétés*, **18**, 43-55. https://www.persee.fr/doc/espos_0755-7809_2000_num_18_1_1924.
47. Altieri, M.A. (1988) Beyond agroecology: Making sustainable agriculture part of a political agenda. *American Journal of Alternative Agriculture*, **3**, 142-143. https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0889189300002411/type/journal_article.
48. Akram, N., Akram, M.W., Wang, H. and Mehmood, A. (2019) Does Land Tenure Systems Affect Sustainable Agricultural Development? *Sustainability*, **11**, 3925. <https://www.mdpi.com/2071-1050/11/14/3925>.
49. Devineau, J.-L. (1975) Etude quantitative des forêts-galeries de Lamto (moyenne Côte d'Ivoire). January 1975. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00363065>.
50. Soulama, S., Kadeba, A., Nacoulma, B., Traore, S., Bachmann, Y. and Thiombiano, A. (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. <http://www.ajol.info/index.php/jab/article/view/116523>.