

Cartographie De La Dynamique Spatio-Temporelle Et De La Vulnerabilite Des Unites D'Occupation Des Terres Dans Le Parc National Du W (PNW) Au Benin

Nourou TOKO ISSIAKA^{1*}, Soufouyane ZAKARI¹, Mama DJAOUGA¹, Yaya ISSIFOU MOUMOUNI¹, Brice A. TENTE²

- ¹ Laboratoire de Cartographie, de Télédétection et des SIG (LaCarto), Université d'Abomey-Calavi (UAC), Bénin
- ^{2.} Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale (LABEE), Université d'Abomey-Calavi (UAC), Bénin

*Auteur correspondant : deentoko84@gmail.com/ issifoumyaya@gmail.com



Résumé - Dans le Parc National du W(PNW), la biodiversité est dans un processus de dégradation avancée avec comme corolaire le déséquilibre de la fonction écologique des formations végétales naturelles et l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre. La présente recherche vise à cartographier la dynamique spatio-temporelle et la vulnérabilité des unités d'occupation du sol dans le PNW. Pour y parvenir, l'analyse diachronique entre 2000 et 2015 et la prédiction des changements d'occupation des terres a été réalisée à l'aide du logiciel TerrSet avec l'application Land Change Modeler et l'algorithme du maximum de vraisemblance d'une part et le MLP (Multilayer Perceptron) de l'autre. La déforestation, la dégradation, la reconstitution naturelle et les améliorations du couvert végétal ont été calculés puis la vulnérabilité des unités d'occupation des terres à l'horizon 2050 a été évaluée. En 2000 et en 2015, la végétation du PNW était dominée par les savanes arbustives. La dynamique de ces savanes a été marquée par plus de de gains (904 km²) que de pertes (90 km²) entre 2000 et 2015. Par contre, les savanes boisées ont connu plus de pertes (562 km²) que de gains (186 km²). Entre 2000 et 2015 dans le PNW le taux annuel de déforestation nette est de 0,05 % soit 0,68 km²/an. Le taux annuel de dégradation nette est de 0,86 % soit 12,84 km²/an. Nonobstant ces taux de déforestation et de dégradation des formations végétales naturelles dans le PNW, on observe un taux d'amélioration du couvert forestier de 12,30 km²/an, contre un taux de reconstitution naturelle de 0,19 km²/an. L'analyse de la vulnérabilité des unités paysagères du PNW aux changements entre 2015 et 2050 indique que les galeries forestières, les savanes arbustives présentent une forte vulnérabilité (0,69-0,80). Les savanes boisées, les savanes arborées, les sols nus et les mosaïques de champs et jachères seront moyennement vulnérables (0,66-0,68). Les autres unités sont faiblement vulnérables au changement (0,45-0,65). La sensibilité des galeries forestières diminue de l'intérieur vers les périphéries du PNW. Les zones nord-ouest et ouest sont les points chauds de changements des savanes boisées. Les savanes arborées seront plus vulnérables au changement au centre et au nordest du PNW. Les savanes arbustives seront les plus vulnérables à l'horizon 2050. La forte vulnérabilité des champs et jachères observée au nord est la résultante de la conversion des galeries forestières, des savanes arborées et des savanes arbustives en champs et jachères. Pour pallier la perte de la biodiversité, il parait donc nécessaire de mettre en place une bonne politique de réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation forestière par une gestion efficace des ressources floristiques.

Mots clés - Parc National du W, vulnérabilité, gain, perte, couvert forestier, Land Change Modeler

Abstract – In the Parc National du W (PNW), biodiversity is undergoing a process of advanced degradation, with the corollary of an imbalance in the ecological function of natural plant formations and an increase in greenhouse gas emissions. This research aims to map the spatio-temporal dynamics and vulnerability of land-use units in the PNW. To achieve this, the diachronic analysis between 2000 and 2015 and the prediction of land use changes was carried out using TerrSet software with the Land Change Modeler application and the maximum likelihood algorithm on the one hand and the MLP (Multilayer Perceptron) on the other. Deforestation, degradation, natural recovery and improvements in vegetation cover were calculated, and the vulnerability of land-use units by 2050 was assessed. In 2000 and 2015, the vegetation of the PNW was dominated by shrubby savannahs. The dynamics of these savannas were marked by more



gains (904 km²) than losses (90 km²) between 2000 and 2015. On the other hand, wooded savannahs saw more losses (562 km²) than gains (186 km²). Between 2000 and 2015 in the PNW, the annual rate of net deforestation was 0.05%, or 0.68 km²/year. The annual rate of net degradation was 0.86%, or 12.84 km²/year. Notwithstanding these rates of deforestation and degradation of natural plant formations in the PNW, there is a rate of improvement in forest cover of 12.30 km²/year, compared with a rate of natural reconstitution of 0.19 km²/year. Analysis of the vulnerability of the landscape units in the PNW to change between 2015 and 2050 shows that gallery forests and shrubby savannahs are highly vulnerable (0.69-0.80). Wooded savannahs, wooded savannahs, bare soils and mosaics of fields and fallow land will be moderately vulnerable (0.66-0.68). The other units are only slightly vulnerable to change (0.45-0.65). The sensitivity of forest galleries decreases from the interior to the periphery of the PNW. The north-western and western zones are the hotspots for changes in wooded savannahs. Tree savannas will be more vulnerable to change in the centre and north-east of the WNP. Shrub savannas will be the most vulnerable by 2050. The high vulnerability of fields and fallows in the north is the result of the conversion of gallery forests, wooded savannahs and shrub savannahs to fields and fallows. In order to mitigate the loss of biodiversity, it therefore seems necessary to put in place a sound policy for reducing emissions from deforestation and forest degradation through effective management of plant resources.

Key words - W National Park, vulnerability, gain, loss, forest cover, Land Change Modeler.

I. INTRODUCTION

Les changements d'occupation et d'utilisation des terres sont un facteur clé du développement durable. Ils modifient de façon significative les interactions Terre-Atmosphère, influencent la biodiversité, les cycles biogéochimiques, entraînant la dégradation de la qualité de l'eau par exemple.

Les études de la végétation réalisées sur la base des archives de la télédétection et des relevés phytosociologiques permettent de déceler les changements physionomiques et biologiques qui affectent la végétation (Arouna, 2012). Elles favorisent la compréhension du passé, du présent et du futur de la végétation. La déforestation a été l'une des principales formes de modifications de la couverture terrestre causées principalement par l'homme (Mather et Needle, 2000 ; Adhikari et *al.*, 2017). Les conséquences de la déforestation affectent directement la vie humaine à travers des changements dans les conditions environnementales telles que la dégradation des terres (Figueroa et Sánchez-Cordero, 2008 ; Minaei et *al.*, 2018) la désertification (Ciani et Chiarelli, 1998 ; Williams, 2011) et la modification des services écosystémiques tels que la productivité primaire nette et le stockage du carbone (Van Minnen et coll., 2009). Les coupes à blanc d'arbres et la conversion de terres boisées et de pâturages en terres agricoles et zones résidentielles interrompent les écosystèmes naturels et réduisent la capacité de production actuelle ou future ce qui entraîne une érosion accrue des sols, une réduction de la fertilité et les changements dans les propriétés physiques et chimiques du sol (Celik, 2005).

Ce tournant et cette dynamique non linéaire des changements du couvert forestier, de la perte nette (déforestation) au gain net (reboisement), sont appelés « transition forestière » (Rudel et al., 2005). La découverte de ces changements positifs (transition forestière) ou négatifs (déforestation) et de leurs impacts environnementaux, en particulier dans les pays en développement, est d'une importance majeure pour permettre de mieux planifier la lutte contre la déforestation future (Meyfroidt et Lambin, 2008).

En conséquence, la science des changements terrestres vise à comprendre pourquoi et comment ces changements se produisent et quels sont leurs impacts sur divers services écosystémiques (Van Vliet et al., 2016). La science du changement terrestre tente d'intégrer les informations géographiques, sociales, culturelles et environnementales pour modéliser les interactions homme environnement en tant que système (GLP, 2005). La connaissance du futur de la déforestation et de la dégradation forestière nécessite une modélisation prédictive de la dynamique du paysage forestier. La modélisation regroupe un ensemble de méthodes permettant de collecter, d'analyser, d'interpréter les données afin d'en dégager des tendances futures.

Les modèles de changement de terres sont généralement complexes en raison de la relation non linéaire entre les facteurs dépendants (par exemple, le changement de la couverture terrestre) et indépendants (par exemple les facteurs sociaux, économiques et géographiques). Une variété de modèles de changement de terres a été développée pour analyser et prédire les changements de la couverture terrestre. L'objectif a été de mieux comprendre ces changements et d'accompagner la conception de la gestion territoriale



(Verburg et *al.*, 2004). Par conséquent, la télédétection joue un rôle essentiel dans l'analyse des changements paysagers en fournissant des cartes chronologiques de la couverture terrestre dérivées d'images satellites telles que Landsat, ASTER, MODIS et SPOT (Hansen et Loveland, 2012; Tayyebi et *al.*, 2015). La cartographie des changements de couverture terrestre est essentielle pour planifier les plans de conservation, la législation et la gestion systématique afin de mieux utiliser les terres, d'identifier les zones et les régions soumises à des pressions environnementales et d'évaluer le développement régional.

Des recherches récentes, ont permis de développer des modèles qui prennent en compte plusieurs aspects des processus de déforestation et la dégradation forestière. Les plus utilisés sont : modèles de régression, chaînes markoviennes (Markov), automate cellulaire (CA), CA – Markov, modèles logistiques (MLo), CA – MLo, modèles spatiaux, modèles de croissance démographique et économique, modèles de mutations péri-urbaines, modèles écosystémiques, modèles de simulations des dynamiques spatiales (Lambin et Strahlers, 1994).

L'automatisation des traitements a permis d'améliorer les méthodes de détection et de quantification des changements à travers les systèmes experts, les ondelettes et fractales, la logique floue et la généralisation spatio-temporelle. De plus, la simulation et la modélisation des processus ou trajectoires de changements permet de prédire efficacement les endroits susceptibles de subir les changements dans le futur (Veldkamp & Lambin, 2001). Ceci nécessite des connaissances approfondies sur les facteurs (environnementaux, politiques et socio-économiques) qui déterminent ces changements et une méthode appropriée pour la prise en compte des informations incomplètes et/ou imprécises. La considération de ces éléments est nécessaire pour une meilleure représentativité de la diversité paysagère, des modes de production agricole et, des dynamiques démographique et socio-économique (Corgne, 2004).

A l'instar d'autres pays africains, les écosystèmes forestiers du Bénin sont soumis à des pressions anthropiques et climatiques de plus en plus prononcées (Amagnide et *al.*, 2015; Arouna et *al.*, 2016; Biaou et *al.*, 2019). Les forêts subissent un changement qui conduit à la perte des formations forestières naturelles. Au-delà des champs et des jachères qui contribuent à la régression de la surface des aires protégées, lesquelles font également l'objet d'exploitation forestière illégale et d'occupation à but pastoral (Amahowe et *al.*, 2018), il y a aussi, la variabilité climatique en cours qui n'est pas sans conséquence sur la dynamique de ces écosystèmes forestiers. Selon Biaou et *al.* (2019) et Imorou et *al.* (2019), l'ampleur des pressions anthropiques affecte les aires dédiées à la conservation de la biodiversité notamment les forêts classées et les parcs. C'est le cas du Parc National du W au Bénin, qui est localisé dans des zones agroécologiques qui subissent depuis plusieurs années la déforestation, la dégradation des terres révélant de ce fait la vulnérabilité des écosystèmes (IFDC, 2006). En effet, ce Parc abrite le plus important cheptel de ruminants conduit selon le mode d'élevage extensif des éleveurs transhumants. Dans de pareils contextes de pression anthropique et de particularité climatique une étude de la vulnérabilité des unités paysagères aux changements spatio-temporels de l'occupation des terres pourrait permettre d'adopter des stratégies de protection plus efficaces.

La plupart des travaux effectués sur les changements d'occupation des sols, notamment la classification de la végétation par le traitement d'images satellitaires (Mama et al., 2015; Mamane et al., 2018; Temgoua et al., 2018; Biaou et al., 2019; Mawenda et Watanabe, 2020) ont fait ressortir l'importance de ces mesures et ont dégagé les stratégies convenables pour la reconstitution des formations dégradées. Ces études mettent en évidence une tendance généralisée des changements dans la composition du paysage. Le niveau de vulnérabilité des unités d'occupation du sol doit être élucidé, pour orienter des stratégies ciblées de préservation.

La présente recherche vise à (i) cartographier la dynamique de l'occupation des terres et (ii) évaluer la vulnérabilité des formations végétales au changement.

II. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Milieu d'étude

Le Parc National du W est situé au nord-ouest du Bénin dans les départements de l'Alibori et de l'Atacora. Il est localisé entre 11°20' et 12°23' de latitude Nord et, 2°04' et 3°05' de longitude Est. Sa superficie actuelle est estimée à 563 280 ha. Le secteur d'étude est situé en région soudanienne dans les districts phytogéographiques Mékrou-Pendjari et Borgou-Nord (White, 1983; Adomou, 2005). Le climat est de type soudanien. Le régime pluviométrique est de type unimodal avec une saison pluvieuse de mai

à octobre et une saison sèche de novembre à avril. La pluviométrie moyenne annuelle est de 833 mm et la température moyenne annuelle est de 28°C. Les sols sont essentiellement ferrugineux tropicaux. La végétation est composée de galeries forestières, de forêts claires et savanes boisées, des savanes arborées et arbustives et, des mosaïques de champs et de jachères. Les principales activités économiques menées dans les communes limitrophes sont l'agriculture, l'élevage et la pêche (figure 1).

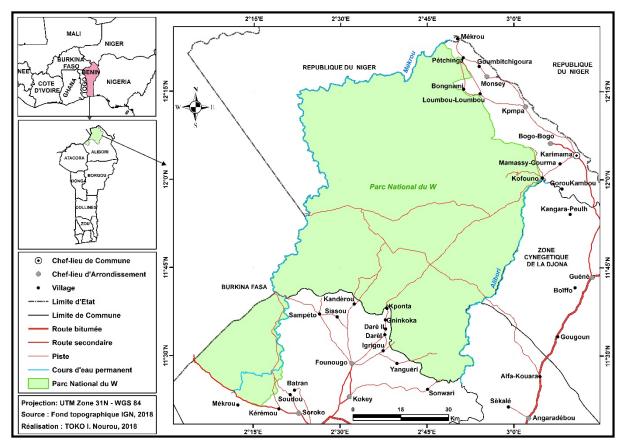


Fig.1. Localisation géographique du Parc National W au Bénin

2.2 Données planimétriques

SSN:2509-0119

Pour effectuer l'étude spatio-temporelle de l'occupation des terres, les données utilisées sont composées de :

- le fond topographique, au 1/200 000, feuille NC-31-XXI de Kandi réalisée par l'Institut Géographique de France, a été utilisé pour extraire le secteur, les réseaux routier et hydrographique, les localités;
- les images Landsat ETM+ de 2000 et Landsat 8 OLI, même scène (P192 et R052) de 2015.

Ces différentes images Landsat de résolution spatiale de 30 m et de projection UTM zone 31 N avec ellipsoïde de référence WGS84 ont été téléchargées sur le site de *earthexplorer.usgs.gov* au format GEOTIFF (Geographic Tagged Image File Format). Ce format est caractérisé par l'association d'informations géodésiques et cartographiques qui ont fait qu'aucune rectification géométrique n'a été nécessaire. Il s'agit des images ayant subi des corrections géométriques (géoréférencement, corrections des distorsions).

Les données GPS (Global Positioning System) relevées *in situ* ont été mises à contribution pour améliorer la qualité de celles issues de l'interprétation des images satellites. L'ensemble des données collectées ont été traitées à l'aide des outils de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG). Le tableau 1 illustre les caractéristiques des scènes utilisées.



Table.1: Caractéristiques des images du secteur d'étude

Satellites	Capteurs	Résolutions	Scènes utilisées	Date d'acquisition	
Landsat 7	ETM+ (Enhanced Thematic	30 m	P191R53	26/10/2000	
Landsat /	Mapper plus)	30 III	P192R53		
Landsat 8	OLI (Operational Land	30 m	P191R53	07/11/2015	
Landsat 8	Imager)	30 III	P192R53	07/11/2013	

Sources: earthexplorer.usgs.gov

2.3 Matériel de collecte des données

Le matériel utilisé est composé de :

- QGIS Remote Sensing 2.18 muni de Orfeo Toolbox pour le traitement numérique des images satellitaires Landsat;
- ArcGIS 10.4 pour les travaux de cartographie et analyses SIG;
- GPS (Global Positioning System) pour le contrôle-terrain ;
- Google Earth Pro qui a été aussi utilisé pour l'évaluation de la qualité de l'interprétation des images;
- GearthView for QGIS pour la vérification instantanée des classes douteuses sur la plateforme de Google Earth;
- TerrSet qui a permis d'analyser les changements et la création de plans de scénarios viables pour la prédiction
- Tableur Excel pour le traitement des données statistiques, la production graphique et tabulaire.

2.4 Méthode de traitement des images

La méthode de traitement des données adoptée est structurée en 4 étapes à savoir : la composition colorée, le choix des aires d'entrainement, la classification supervisée et enfin la validation et la vectorisation de la classification.

La figure 2 présente l'organigramme de la méthodologie utilisée.

ISSN: 2509-0119. © 2024 Scholar AI LLC.



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

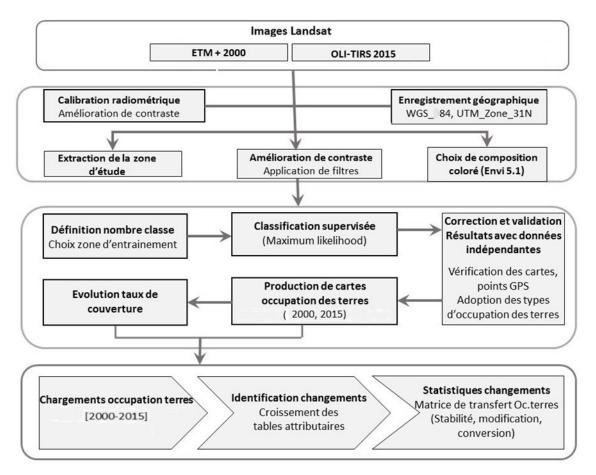


Fig.2 : Organigramme synthétique de l'approche cartographique

Il ressort de la figure 2 que l'approche cartographique de l'occupation des terres dans cette recherche est constituée de quatre principales phases notamment, l'acquisition des données raster (images Landsat), le prétraitement, le traitement proprement dit et la phase post-traitement et enfin les analyses statistiques des changements de l'occupation des terres.

2.4.1 Composition colorée

La composition colorée permet de produire des images couleurs en tenant compte de la signature spectrale des objets. Elle sert avant tout à distinguer les différents objets présents dans les images et ainsi faciliter l'interprétation des images. Dans le présent traitement, les bandes 4,3,2 de Landsat 5 et 7 et 5,4,3 de Landsat 8 ont été respectivement utilisées dans les canaux correspondant au rouge, au vert et au bleu. Cette composition colorée, très efficace pour l'analyse de la végétation, présente l'avantage pour l'interprète d'avoir pratiquement les mêmes propriétés que les photographies infrarouges en couleur utilisées depuis longtemps par les photo-interprètes (Kerle & Van Wyk De Vries, 2001). Cette composition colorée a été suivie d'une amélioration du contraste.

Il existe plusieurs techniques pour contraster une image. La méthode d'amélioration de contraste utilisée pour la présente recherche est l'égalisation d'histogramme. Avec cette méthode, les valeurs radiométriques d'image sont assignées aux grandes luminosités sur la base de leur fréquence d'occurrence, de sorte que les niveaux de luminosité les plus élevés soient assignés aux valeurs d'image qui se produisent fréquemment.



2.4.2 Choix des aires d'entraînement

Les aires d'entraînement sont des sites représentatifs des caractéristiques numériques des classes qui permettent de définir les signatures spectrales de chaque unité paysagère. La taille de l'aire d'entraînement est supérieure à l'erreur de localisation et inférieure à l'objet à détecter (Kioko & Okello, 2010).

Elle est estimée de la façon suivante :

$$A = P (1+2L) (Arouna, 2012) (1);$$

avec A = la superficie de l'aire d'entraînement ; P = dimension du pixel en mètre ; L= précision de la localisation en mètre.

Sur les images, les aires d'entraînement ont été tracées au pixel près. Elles ont été bien dispersées sur l'ensemble du secteur d'étude et sont représentatives de la diversité de chaque classe de végétation ou autre unité d'occupation des terres. En effet, 20 aires d'entraînement ont été choisies au niveau de chaque classe de végétation naturelle (forêts galeries, forêts claires, savanes boisées, savanes arborées, savanes arbustives), contre 10 pour les plantations, les cultures et jachères et 5 pour les plans d'eau, les agglomérations, les surfaces rocheuses et les sols nus. Au total, 115 aires d'entraînement ont été échantillonnées à l'échelle du secteur d'étude pour chaque image des deux dates (2000 et 2015). Ces aires d'entraînement ont été choisies sur la base d'une clé d'interprétation établie à cet effet et validées avec des images Google Earth en utilisant le plugin GearthView for QGIS.

2.4.3 Classification supervisée par maximum de vraisemblance

C'est une classification pixel par pixel qui repose sur le postulat que la signature spectrale de chacun des pixels est représentative de la classe de végétation dans laquelle il se trouve. Elle a consisté à attribuer à chaque groupe de pixels la classe la plus plausible en fonction de la ressemblance spectrale entre les pixels et la signature des classes. L'ensemble des pixels de chaque image satellite a été classé suivant l'algorithme maximum de vraisemblance extrapolant les caractéristiques spectrales des aires d'entraînement au reste de l'image. Les pixels qui n'ont pas pu être affectés à une classe de végétation ont été classés en rejet et ensuite identifiés au cours du contrôle-terrain qui a consisté à vérifier les classes de pixels issues de la classification et à valider l'interprétation de l'image.

Contrairement à la classification par distance minimum, la classification par maximum de vraisemblance prend en compte la variance et la covariance. Elle appartient à la famille des algorithmes de classification issus du champ de l'apprentissage machine ou « Machine Learning ». Elle fait partie de la catégorie des algorithmes d'apprentissage supervisés et permet d'expliquer ou de prédire une variable qualitative (classification) ou quantitative (régression).

L'objectif du partitionnement est de créer des groupes de pixels (classe) les plus homogènes possible par rapport à la variable que le classifieur cherche à classifier. Pour y parvenir, le classificateur calcule la distance de chaque pixel à chaque moyenne de classe, en nombre d'écart-types dans la direction du pixel, et assigne le pixel à la classe ayant la plus petite valeur selon ces unités de distance de Mahalonobis. Les distances de Mahalonobis varient d'une classe à l'autre, et d'une direction à l'autre au sein de chaque classe.

La classification par maximum de vraisemblance est basée sur la règle de Bayes :

$$P(A_i|B) = \frac{P(B|A_i)P(\sum_{i} P(B|A_i)R(2))}{\sum_{i} P(B|A_i)R(2)}$$

Où Ai représente la classe i, B représente les valeurs de réponse du pixel. $Pr\{A|B\}$ est la probabilité conditionnelle que la classe Ai soit la classe où placer le pixel B.

2.4.4 Validation et vectorisation de la classification

L'évaluation de la qualité de la classification a été suivie du contrôle-terrain qui a consisté d'une part à la vérification sur le terrain des interprétations effectuées et d'autre part à collecter des informations sur les formations végétales et la toponymie et autres informations socioéconomiques.



La démarche utilisée pour le contrôle et complétement terrain est basée sur le ralliement systématique de 220 points de contrôle à partir de leurs coordonnées géographiques à l'aide d'un GPS "Garmin Etrex 10" en usant la fonction « Go To ». Des points de contrôle ont été pris dans chacune des unités d'occupation des terres pour vérification à l'aide du GPS. Au total, 220 points ont été enregistrés à raison de 25 points de contrôle au niveau chaque formation végétale naturelle (forêts galeries, forêts claires, savanes boisées, savanes arborées, savanes arbustives) 20 points au niveau de chacune des formations anthropiques (plantation, champs et jachères, agglomération, sol nu) et 10 points au niveau des plans d'eau et 5 points pour les surfaces rocheuses. Chaque classe de pixels a été représentée par ses coordonnées géographiques.

Les images Google Earth ont été aussi utilisées pour confirmer ou infirmer certaines classes d'occupation des terres de façon interactive à partir de QGIS en usant le plugin GEarthView for QGIS. Les points GPS sont ensuite exportés du format GPX au format fichier de forme (SHP) exploitable dans un SIG (QGIS) à l'aide du logiciel Base Camp.

Après l'intégration des observations du terrain et de la correction de la classification, chaque image interprétée a été vectorisée. Cela a été fait à l'aide de l'extension "conversion raster to vector" du logiciel QGIS Remote Sensing 2.18. Ainsi, une matrice de confusion a été générée.

En effet, la matrice de confusion a permis d'évaluer la qualité de l'interprétation. Elle compare les données interprétées (colonne) avec les données de vérité terrain (ligne). La diagonale représente la concordance entre l'interprétation et les données de référence terrain. Cette matrice de confusion a permis de calculer les erreurs d'omission (EO), les erreurs de commission (EC), les indices de pureté des classes (IPC) et la précision globale de l'interprétation. La précision globale est l'ensemble de toutes les classes d'occupation des terres interprétées et qui sont conformes à la réalité de terrain. Elle est calculée à l'aide de la formule suivante :

$$\mathbf{a} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{Nc} \mathbf{x}_{ii} (3)$$

- a : précision globale, Nc: nombre total de classe; x_ii : nombre de points d'observation dans la colonne i et la ligne i correspondant à la diagonale de la matrice nombre de points d'observation dans la colonne i et ligne.
- N : nombre total des observations pour l'ensemble des classes.

2.5 Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres à l'horizon 2050

Pour des questions liées à la conversion accélérée des terres et les besoins très spécifiques de la conservation de la biodiversité, il y a dans l'application Land Change Modeler du logiciel TerrSet un ensemble d'outils pour l'analyse du changement et la création de plans et de scénarios viables pour la prédiction (Issifou Moumouni, 2020). Les outils de modélisation des changements des terres sont organisés séquentiellement autour des principales tâches par onglet dans l'interface du modélisateur de changements des terres comme l'indique la figure 3. L'application Land Change Modeler du logiciel TerrSet a permis d'analyse les changements et la création de plans de scénarios viables pour la prédiction. La figure 3 présente le processus de modélisation de l'occupation future des terres dans le PNW.

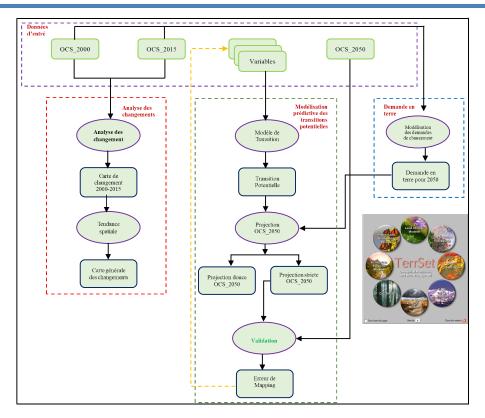


Fig.3. Processus de modélisation des changements des terres

Dans chaque onglet, les tâches sont présentées sous la forme d'une série de panneaux déroulants qui sont généralement organisés autour d'un ensemble séquentiel d'opérations qui doivent être suivies les unes après les autres.

La prédiction des changements d'occupation des terres dans le modélisateur des changements est un processus par étapes qui va de :

- l'analyse des changements,
- la modélisation du potentiel de transition,
- à la prédiction des changements.

Il est basé sur le changement historique de temps 1 à temps 2 des cartes d'occupation des terres pour projeter des scénarios futurs. La première étape du processus de modélisation est l'analyse du changement.

2.5.1 Analyse des changements de l'occupation des terres

Les changements considérés ici sont relatifs aux transitions entre les unités d'occupation des terres. Ces changements ont été appréhendés à partir de la matrice de transition des unités d'occupation des terres.

Le changement est évalué entre le temps 1 et le temps 2 des deux cartes d'occupation des terres. Les changements qui sont identifiés sont des transitions d'un état d'occupation des terres à un autre. Le panneau d'analyse des changements fournit trois graphiques de changement de l'occupation des terres entre les deux dates. Il est possible de visualiser ces graphiques dans une variété d'unités (cellules, hectares, kilomètres carrés, acres, milles carrés, % de changement et % de la superficie). Les graphiques ont été visualisés en % de la superficie.



Notes d'analyse des changements

SSN:2509-0119

L'analyse des changements s'est faite en deux étapes notamment le calcul du pourcentage de changement et l'estimation du pourcentage de la superficie du changement.

- 1. *Pourcentage de changement* = (nombre de pixels modifiés pour une classe/zone d'une classe dans l'image de l'occupation des terres ultérieure) × 100 (4)
- 2. *Pourcentage de la surface* = (nombre de pixels modifiés pour une classe / surface totale de la carte de l'occupation des terres) × 100. (5)

2.5.2 Modélisation du potentiel de transition

La deuxième étape du processus de prédiction des changements est la modélisation du potentiel de transition des unités d'occupation des terres. Pour ce faire, le module LCM du logiciel TerrSet (version) a été utilisé. Les variables déterminantes telles que la pente, la proximité des routes, la superficie des terres dégradées et déforestées, les zones de cultures, les zones d'agglomération (Pontius *et al.*, 2008) ont servi à modéliser le processus de changement dans le Parc Ntional du W. Les transitions sont prédites à l'aide d'un perceptron multicouche (MLP) après étalonnage.

Le MLP fournit à la fois une mesure de précision et de compétence. Dans le processus de modélisation, le nombre d'échantillons de pixels est le même pour toutes les classes de transition et de persistance. Une fois les échantillons constitués, le MLP les assigne aléatoirement au groupe de calibrage et celui de validation. Après le processus d'entraînement du réseau, le modèle teste ensuite sa capacité à prédire les classes correctes des unités d'occupation par validation. Un taux de précision est calculé après plusieurs itérations (> 10000). La figure 3 présente le fonctionnement du MLP. Le scénario strict a été utilisé pour effectuer la prédiction de l'occupation et de l'utilisation des terres à l'horizon 2050. Le taux de précision attendu (E(A)) est :

$$E(A) = 1/(T+P)$$
 (6)

E(A): précision attendue, T: nombre de transitions dans un sous-modèle, P: nombre de classes de persistance.

Une mesure de la compétence du modèle (S) est alors exprimée sous la forme de :

$$S = (A - E(A)) / (1 - E(A)) (7)$$

A : précision mesurée, E(A) : précision attendue,

Cette mesure varie de -1 à +1. Une compétence de 0 indiquant le hasard (Chan et al., 2001).

2.5.3 Prédiction des changements à l'horizon 2050

La prédiction des changements à l'horizon 2050 a été faite au moyen du MLP en mode stricte. Une prédiction stricte est un engagement envers un scénario précis. Le résultat est une carte de la couverture terrestre avec les mêmes catégories que les données d'entré. Le modèle de prédiction stricte est basé sur un modèle d'allocation des terres concurrentiel, semblable à un processus de décision à objectifs multiples.

Prédiction stricte

La procédure de prévision stricte utilisée ici est basée sur un algorithme d'allocation de terres multifonctionnel qui examine toutes les transitions et crée une liste des classes d'hôtes (classes qui perdront une certaine superficie de terre) et une liste des classes de demandeurs (classes qui vont acquérir une terre) pour chaque hôte. Les quantités sont déterminées à partir d'une exécution de la procédure de la chaîne de Markov (Eastman et al., 1995). On procède ensuite à une attribution à objectifs multiples pour attribuer des terres à tous les demandeurs d'une catégorie d'hôtes avec le classificateur MLP. Les résultats de la réaffectation de chaque classe d'hôtes sont ensuite superposés pour produire le résultat final. Dans la présente recherche, le scénario statu quo a été considéré pour effectuer la prédiction stricte de l'occupation et de l'utilisation des terres à l'horizon 2050 d'une part.



D'autre part, LCM a également permis d'effectuer une analyse de scénario selon un cadre de réduction des émissions dues à la dégradation des forêts et à la déforestation (REDD). Le REDD (Réduction des émissions de gaz à effet de serre dues à la déforestation et à la dégradation des forêts) est un système de réduction des émissions dans le cadre duquel les pays qui réduisent les émissions dues à la déforestation peuvent recevoir une compensation financière. Le REDD+ s'appuie sur le cadre original du REDD en intégrant également la conservation, la gestion durable des forêts et le renforcement des stocks de carbone existants. Pour effectuer une analyse de scénario REDD, les cartes d'occupation et d'utilisation des terres (LULC) ont été utilisées : une pour le scénario actuel (2015) et une pour un scénario de référence futur (2050) en occurrence le *statu quo*. Le scénario de référence futur est utilisé pour calculer un niveau de référence des émissions par rapport auquel le scénario REDD peut être comparé. Le scénario de référence a été généré à partir des taux historiques de déforestation entre 2000 et 2015.

2.6 Analyse quantitative de la déforestation et de la dégradation

SSN:2509-0119

La nomenclature à onze unités d'occupation des terres retenues a été regroupé en trois grandes catégories d'affectation des terres à savoir : les terres forestières (FG, FDS, FC, SB, SA, Sa), les terres cultivées (MCJ) et les autres terres (PE, AR, SN, AG) afin de rester conforme aux recommandations du GIEC (2003) (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) en matière d'inventaire des émissions dues à la déforestation.

La déforestation est le passage de « terres forestières » aux « terres non forestières » subdivisée selon les 6 classes définies dans le guide des bonnes pratiques du GIEC (2003), ainsi que les Lignes Directrices sur le secteur de l'agriculture, de l'utilisation des terres et de la forêt, du GIEC (2006). La déforestation brute est obtenue par la somme des conversions de la catégorie "terres forestières" aux catégories "terres cultivées, autres terres". Une classe de reconstitution naturelle a été distinguée, ce qui a permis de calculer un taux de déforestation net en soustrayant la reconstitution naturelle de la déforestation brute (Issifou Moumouni, 2020).

La dégradation brute, par contre, est obtenue par la somme des transitions de la catégorie « terres forestières » en « terres forestières » clairsemées (plus ouvertes) diminuant sa capacité de production des biens et services et surtout de séquestration du carbone.

La déforestation et la dégradation ont été analysées à travers le calcul des taux globaux et annuels de déforestation brute et nette, de dégradation brute et nette, de reconstitution naturelle et d'amélioration. Le tableau 2 présente la matrice d'analyse de la déforestation et de la dégradation des unités d'occupation des terres.

Terres Terres Forestières (TF) **Autres Terres (AT)** Cultivées (TC) Unités FG CJ **FDS** FC SB SA Sa PE AR SN AG FG S Dg Dg Dg Dg Dg Def Def Def Def Def Dg **FDS** S Dg Am Dg Dg Def Def Def Def Def S FC Am Am Dg Dg Dg Def Def Def Def Def S SB Am Am Am Dg Dg Def Def Def Def Def S Def Def Def Def Def SA Am Am Am Dg Am S Sa Am Am Am Am Am Def Def Def Def Def S CJ Rn Rn Rn Rn Rn Rn bBa bBa bBa bBa PE Rn Rn Rn Rn S bBa Rn Rn aBa bBa bBa AR Rn Rn Rn Rn Rn Rn aBa S bBa bBa aBa

ISSN: 2509-0119

Table.2 : Matrice d'analyse de la déforestation et de la dégradation

Vol. 46 No. 1 August 2024



SN	Rn	Rn	Rn	Rn	Rn	Rn	aBa	aBa	aBa	S	bBa
AG	Rn	Rn	Rn	Rn	Rn	Rn	aBa	aBa	aBa	aBa	S

FG: Forêt galerie, FDS: Forêt dense sèche, FC: Forêt claire, SB: Savane boisée, SA: Savanes arborée, Sa: Savane arbustive, CJ: Champs et jachère, PE: Plan d'eau, AR: Affleurement rocheuse, SN: Sol nu, AG: Agglomération.

Def_brute	Déforestation brute : Conversion des TF en TC et AT					
Dg_brute	Dégradation brute : Conversion d'une TF dense ou fermée à une TF moins dense ou ouverte					
Am	Amélioration : Conversion d'une TF ouverte à une TF plus fermée ou dense					
Rn	Reconstitution naturelle : Conversion des TC et AT en TF					
S	Stabilité					
bBa	Baisse de la biomasse des AT					
aBa	Augmentation de la biomasse des AT					
S	Stabilité					
Def_nette	Déforestation nette = Déforestation brut – Reconstitution naturelle					
Dg_nette	Dégradation nette = Dégradation - Amélioration					
Dg_nette	Degradation nette = Degradation - Amelioration					

Source: FAO (2020)

Les différentes valeurs brutes de la déforestation, de la dégradation, de la reconstitution naturelle et des améliorations sont déduites de la matrice d'analyse du tableau 2 en s'inspirant de De Wasseige *et al.* (2008) et Issifou Moumouni (2020).

• Taux de déforestation

Le taux global de déforestation (TgDef) est calculé par la formule de De Wasseige *et al.* (2008) utilisée par Issifou Moumouni (2020). Le taux annuel de déforestation a été obtenu en divisant le taux de déforestation par le nombre d'années d'étude.

$$Tg(Def) = Def \times 100 / S1$$
 (8)

Def(b; n) est la déforestation brute (b) ou nette (n) et S1 représente la superficie des terres forestières naturelles de l'année t1.

• Taux de dégradation

En région soudanienne au Bénin, les espèces décidues subissent une dégradation apparente due à une perte en densité foliaire pendant la saison sèche, ce type de dégradation naturelle n'est pas pris en compte dans la présente recherche.

Le taux global de dégradation Tg(Dg) est calculé par la formule suivante :

$$Tg(Dg) = Dg \times 100 /S1 (9)$$

Dg(b; n) est la dégradation brute (b) ou nette (n) et S1 représente la superficie des terres forestières naturelles de l'année t1.

• Taux de reconstitution naturelle

La reconstitution est la transition d'une terre cultivée ou autres terres en terres forestières. Le taux global de reconstitution naturelle Tg(Rn) est obtenu par la formule suivante (Issifou Moumouni, 2020) :

$$Tg(Rn) = Rn \times 100 / S1 (10)$$



Rn est la reconstitution naturelle totale enregistrée dans la période et S1 représente la superficie des terres forestières naturelles de l'année t1.

• Taux d'amélioration

L'amélioration est la conversion d'une terre forestière ouverte à une terre forestière plus fermée ou dense (Issifou Moumouni, 2020). Son taux global Tg(Am) est :

$$Tg(Am) = Am \times 100 /S1 (11)$$

Am est l'amélioration totale enregistrée dans la période et S1 représente la superficie des terres forestières naturelles de l'année t1. Le taux annuel a été obtenu en divisant le taux global par le nombre d'années d'étude.

2.7 Analyse de la vulnérabilité des unités d'occupation des terres

La matrice de transition a permis de calculer la superficie perdue ou gagnée par chaque classe d'occupation des terres. La statistique de perte ou de gain a été utilisée pour analyser la vulnérabilité au changement de chaque unité d'occupation des terres.

Cette vulnérabilité a été respectivement calculée à l'aide du ratio Gain/Stabilité (Gs=g/s), le ratio Perte/Stabilité (Ps= p/s) et le ratio Changement Net/Stabilité (Ns = Gs-Ps) (Ahononga et *al.*, 2020 ; Biaou et al., 2019). La valeur des différents ratios a permis de réaliser les histogrammes. La valeur négative de Ns suggère que la classe d'occupation des terres présente une forte probabilité de perdre des superficies. Les niveaux de vulnérabilité sont prédits et spatialisés à l'aide d'un perceptron multicouche (MLP) après étalonnage.

III. RÉSULTATS

3.1 Cartographie de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation des terres de 2000 à 2015

3.1.1 Etat de l'occupation des terres de 2000 à 2015

En 2000, la végétation du Parc National du W était dominée par les savanes arbustives qui s'observent un peu partout à travers l'aire protégée. On observe aussi les savanes boisées et les savanes arborées par endroits en continu, mais le plus souvent estompées par les savanes arbustives si ce n'est pas par les forêts galeries. Ces dernières sont observables le long des principaux cours d'eau du milieu. Au nord-ouest on pouvait observer des îlots de forêts denses sèches dans la zone de la Mékrou. On retrouve également les forêts claires en filigrane à l'est du parc. Les mosaïques de champs et jachères, les plans d'eau, les sols nus, et agglomérations sont marginalement observées.

En 2000 et en 2015, la physionomie de la végétation du secteur d'étude est dominée par les savanes arbustives. Les îlots de forêts denses sèches et de forêts claires présentes en 2000 ont complètement disparu en 2015. Les savanes boisées sont plus remarquables à l'ouest et au nord-est en îlots. Les autres unités d'occupation des terres sont également présentes mais en très faibles proportions. La figure 4 présente l'état de l'occupation des terres entre 2000 et 2015.

SSN:2509-0119



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

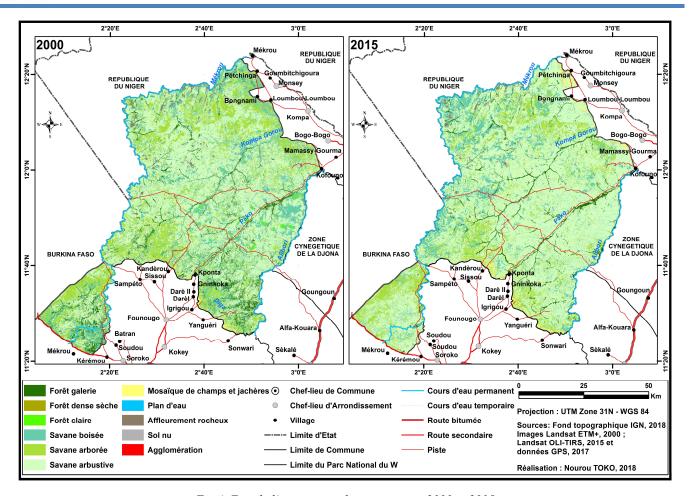


Fig.4. Etat de l'occupation des terres entre 2000 et 2015

L'observation de l'état de l'occupation entre les deux dates indique que plusieurs changements se sont opérés entre les unités et à l'intérieur de chaque unité.

3.1.2 Analyse des changements spatio-temporels de l'occupation des terres de 2000 à 2015

De façon générale, on remarque que toutes les unités ont connu des changements spatiaux entre 2000 et 2015. Les formations naturelles ont connu toutes des pertes, alors que les unités anthropiques ont connu des gains. La figure 5 présente les gains et les pertes de superficies des unités d'occupation des terres.

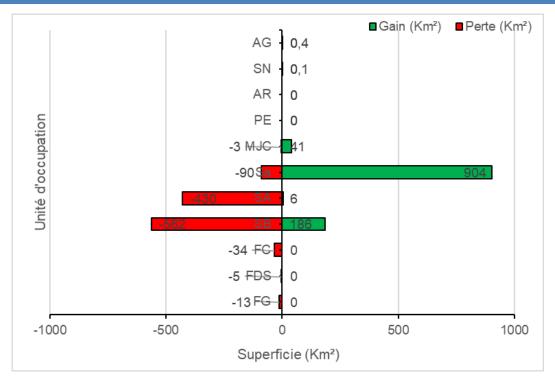


Fig.5. Changements spatio-temporels de l'occupation des terres de 2000 à 2015

Il ressort de l'observation de la figure 5 que les savanes arbustives ont connu plus de gains (904 km²) que de pertes (90 km²) entre 2000 et 2015. Par contre, les savanes boisées ont connu plus de pertes (562 km²) que de gains (186 km²). Globalement, les changements sont constitués de 50 % de gains et 50 % de pertes.

3.2 Tendance de la déforestation et de la dégradation forestière dans le PNW entre 2000 et 2015

Les taux globaux et annuels de déforestation, de dégradation, de reconstitution et d'amélioration ont été quantifiés dans le Parc entre 2000 et 2015 (tableau 3).

Table.3: Taux de déforestation et de dégradation entre 2000 et 2015

Types de changement	Total (Km²)	Taux annuel (km²)	Taux de changement (%)	Taux annuel (%)		
2000 et 2015						
Déforestation brute	41	2,74	0,73	0,05		
Reconstitution naturelle	3	0,19	0,05	0,003		
Dégradation brute	908	60,56	16,11	1,07		
Amélioration	185	12,30	3,27	0,22		
Déforestation nette	38	2,55	0,68	0,05		
Dégradation nette	724	48,26	12,84	0,86		

Source: Traitement des images Landsat 2000 et 2015



Il ressort de l'examen du tableau 3 qu'entre 2000 et 2015 dans le PNW le taux annuel de déforestation nette est de 0,05 % soit 0,68 km²/an. Par contre, on note un taux annuel de dégradation nette de 0,86 % soit 12,84 km²/an. La hausse de la déforestation dans le Parc peut être due surpâturage. Nonobstant les taux importants de déforestation et de dégradation des formations végétales naturelles dans le PNW, on observe un taux d'amélioration du couvert forestier de 12,30 km²/an soit 0,22 %, alors que le taux de reconstitution naturelle du couvert forestier est de 0,19 km²/an soit 0,003 % environ. Ces taux d'amélioration et de reconstitution témoignent des efforts de conservation qui s'opère sur le terrain et qui mérite d'être renforcés.

3.3 Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le PNW entre 2015 et 2050

3.3.1 Etat de l'occupation des terres entre 2015 et 2050 selon le statu quo

L'observation de la figure 6 indique qu'en 2015 le paysage est dominé par les savanes arbustives. Les galeries forestières s'observent principalement le long des cours d'eau Pako et Kompa-Gorou. Les savanes arborées se remarquent au nord et au sudest du parc. Les savanes boisées se retrouvent en îlots proches des galeries forestières. Les champs et jachères sont essentiellement concentrés au niveau des bordures sud (Kandèrou) et nord (Pétchninga).

Si un *statu quo* est maintenu jusqu'en 2050, la physionomie du paysage sera dominée par les savanes arborées très remarquables au cœur du PNW. Les savanes arbustives seront fragmentées et plus remarquables dans la moitié nord du Parc. Les savanes boisées seront presque inexistantes alors que les galeries seront transformées en champs et jachères au niveau des bordures nord-est (Pétchinga, Bongnami, Loumbou-Loumbou, Bogo-Bogo, et Kofouno) et sud (Kandèrou, Kponta, Gninkoka et Sonwari).

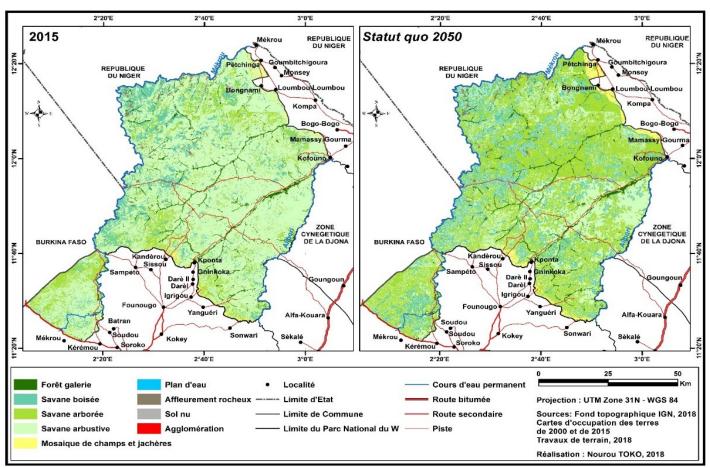


Fig.6: Dynamique de l'occupation des terres entre 2015 et 2050 selon le statu quo

SSN:2509-0119



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

3.3.2 Analyse des changements spatio-temporels de l'occupation des terres à l'horizon 2050 selon le statu quo

Entre 2015 et 2050 selon le scénario du statu quo, les formations végétales naturelles du parc vont subir des pertes de façon différentielle, mais des gains seront également observables pour certaines unités (figure 7).

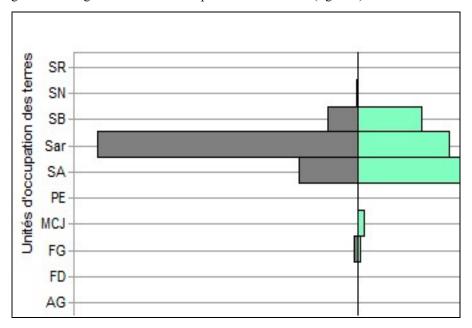


Fig.7: Changements spatio-temporels de l'occupation des terres de 2000 à 2015 selon le statu quo

Si le statu quo est maintenu, les pertes seront plus prononcées au niveau des savanes arbustives (26,16 % soit 3 244,77 km²). Les savanes arborées connaîtront 5,90 % de pertes (731,56 km²). Quant aux savanes boisées, elles subiront 3,04 % de pertes correspondant à 376,62 km². Les galeries forestières perdront 0,38 % (47,51 km²). On notera des pertes de 0,02 % (2,02 km²) au niveau des mosaïques de champs et jachères en 35 ans. Les sols nus connaîtront 0,09 % de pertes (11,73 km²) et les agglomérations de 0,05 % (0,19 ha).

Concernant les gains, les plus importants seront observés au niveau des savanes arborées (19,21 % soit 2383,08 km²), suivies des savanes arbustives (9,18 % soit 1138,71 km²). Les savanes boisées gagneront 6,34 % (78,684 km²). Les galeries forestières augmenteront de 0,26 % (32,05 km²). Les mosaïques de champs et jachères progresseront de 0,62 % (77,25 km²).

3.3.3 Etat de l'occupation des terres à l'horizon 2050 selon le scénario REDD+

L'évolution probable de la végétation ligneuse dans le PNW a été également projetée dans le cadre d'une politique de réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation forestière pour le renforcement des stocks de carbone (REDD+).

Selon le scénario REDD+, on assistera à une reforestation du parc avec pour effet le renforcement du stock de carbone (figure 8). Cette reconstitution naturelle sera beaucoup plus remarquable au niveau des savanes arborées qui deviendront la principale unité paysagère du milieu. Les périphéries nord et nord-est, ainsi que celles du sud qui devraient être occupées par les champs et jachères en 2050 selon le scénario du statu quo abriteront au contraire les savanes boisées et arbustives dans le cadre du REDD+. La partie sud du parc connaîtra une progression de végétation avec l'apparition des forêts denses sèches.

La politique REDD + s'appuie sur le cadre REDD d'origine en intégrant également la conservation, la gestion durable des forêts et le renforcement des stocks de carbone existants, c'est qui justifie la reforestation prédite du PNW (figure 8).

SSN:2509-0119



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

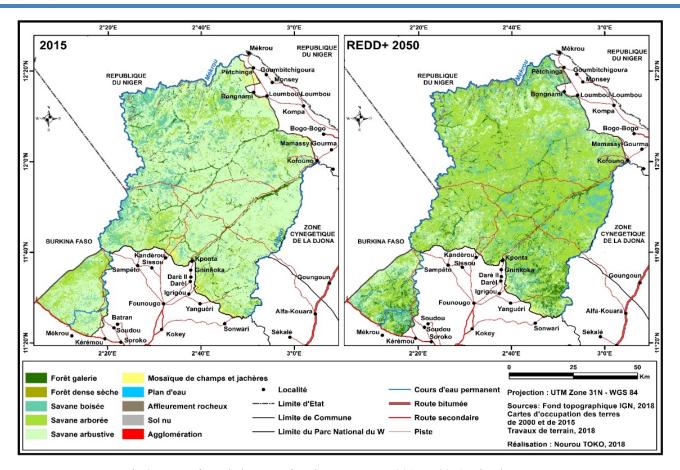


Fig.8: Dynamique de l'occupation des terres entre 2015 et 2050 selon la REDD+

3.3.4 Analyse des changements spatio-temporels de l'occupation des terres à l'horizon 2050 selon le scénario du REDD+

Entre 2015 et 2050 selon le scénario du *REDD*+, les formations végétales naturelles du parc vont connaître des gains de façon différentielle que des pertes. Par contre, les unités anthropiques vont subir essentiellement des pertes (figure 9).

https://ijpsat.org/

SSN:2509-0119

Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

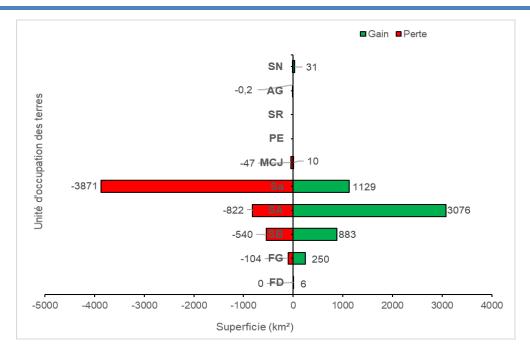


Fig.9: Changements spatio-temporels de l'occupation des terres de 2015 à 2050 selon le scénario REDD+

Il ressort de l'observation de la figure 9 que les savanes arbustives connaîtront plus de perte (3 871 km²) que de gain (1 129 km²) entre 2015 et 2050. Par contre, les savanes arborées vont connaître plus de gain (3 076 km²) que de pertes (822 km²). Les savanes boisées progresseront de 883 km² contre une régression de 540 km², les galeries vont progresser de 250 km² contre une réduction de 104 km². Mieux les forêts denses sèches qui avaient disparu en 2015 vont se reconstituer sur une superficie de 6 km².

3.4.4 Analyse de la vulnérabilité des unités paysagères du PNW aux changements entre 2015 et 2050

Les galeries forestières, les savanes arbustives présentent une forte vulnérabilité (0,69-0,80) au changement (figure 10). Les savanes boisées, les savanes arborées, les sols nus et les mosaïques de champs et jachères seront moyennement vulnérables (0,66-0,68). Les autres unités sont faiblement vulnérables au changement (0,45-0,65). Il faut noter que la vulnérabilité de chacune des unités n'est pas uniforme à l'échelle du PNW, elle varie selon l'exposition aux effets de bordures et aux objectifs du scénario REDD+ qui sera mise en œuvre. Les secteurs du Parc National du W proches des zones de cultures et des terroirs villageois riverains sont plus sensibles au changement. De plus, dans le cadre d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre (REDD+), si la mise en œuvre d'un projet vise la restauration des secteurs dégradés, ce sont des unités actuellement dégradées et celles anthropiques qui connaîtront des changements, c'est à-dire qui seront donc plus vulnérables aux changements émanant du projet REDD+. Lorsque le projet s'intéresse au renforcement des stocks de carbone forestier par la conservation ou la protection des formations végétales naturelles du PNW, alors les changements seront plus observés au niveau des formations végétales naturelles.

https://ijpsat.org/

Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

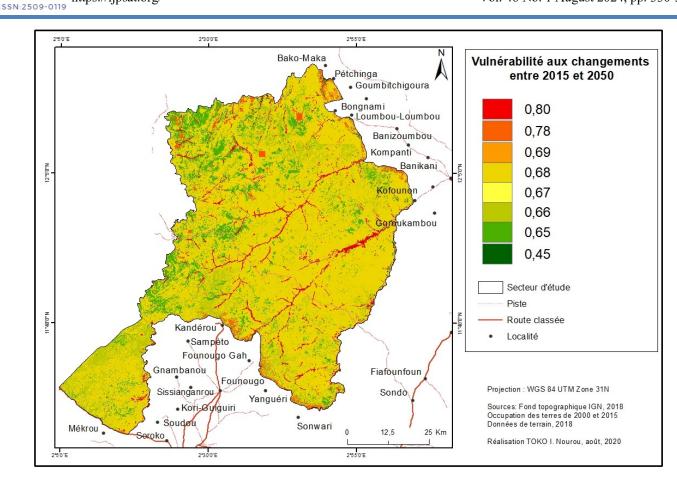


Fig.10: Tendance au changement du PNW entre 2015 et 2050

La figure 11 présente le niveau de vulnérabilité des unités d'occupation des terres dans le PNW en 2050.

https://ijpsat.org/

SSN:2509-0119



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

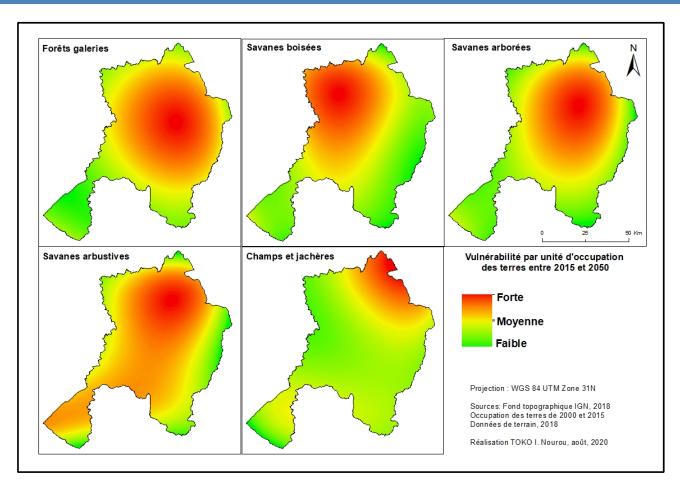


Fig. 11: Vulnérabilité au changement des unités d'occupation des terres dans le PNW

La sensibilité des galeries forestières diminue de l'intérieur vers les périphéries du Parc National du W, leur plus forte vulnérabilité s'observera au centre du parc. Les zones nord-ouest et ouest sont les points chauds de changements des savanes boisées, à l'est et au sud du Parc ces unités sont faiblement vulnérables. Les savanes arborées seront plus vulnérables au changement au centre du PNW et une partie de la zone nord-est. Les savanes arbustives seront les plus vulnérables à l'horizon 2050, cette vulnérabilité s'étendra sur toute l'étendue du parc à l'exception de la périphérie est. La forte vulnérabilité des champs et jachères observée au nord est la résultante de la conversion des galeries forestières, des savanes arborées et des savanes arbustives en champs et jachères.

IV. DISCUSSION

Les écosystèmes forestiers tropicaux constituent un immense réservoir de biodiversité (FAO et PNUE, 2020) qui comble de nombreux besoins de base de la population locale (Brondizio et al., 2019; Gouwakinnou et al., 2019; Schipper et al., 2020; Yue et al., 2020). Cette biodiversité est dans un processus d'effondrement via des pressions anthropiques (Haddad et al., 2015; Correa et al., 2016); ce qui déséquilibre la fonction écologique des forêts et qui participe au changement climatique (Schwartz et al., 2017). Cette situation prévaut dans le monde qui connait une augmentation galopante de la population humaine ainsi que l'expansion des terres pour l'agriculture (Chidumayo et Marunda, 2010).

En 2000, la végétation du Parc National du W était dominée par les savanes arbustives qui s'observent un peu partout à travers l'aire protégée. Comme en 2000, en 2015, la physionomie de la végétation du secteur d'étude est dominée par les savanes arbustives. Les îlots de forêts denses sèches et de forêts claires présentes en 2000 ont complètement disparu. Les changements



comprenaient les pertes et les gains pour chaque classe d'utilisation des terres, ainsi que la transition d'une classe à l'autre. De plus, la tendance spatiale et la vulnérabilité au changement de la végétation naturelle vers d'autres utilisations des terres ont été réalisées à l'aide de la chaîne de Markov (Wu et *al.*, 2006 ; Sun et *al.*, 2007 ; Coppedge et *al.*, 2007 ; Fan et *al.*, 2008 ; Haibo et *al.*, 2011) en fonction des scénarii du *statu quo* et REDD+. L'utilisation du réseau neuronal perceptron multicouche (MLP) pour la simulation de la dynamique future de l'occupation des terres à travers la prédiction stricte de LCM dans cette recherche participe de la nécessité de comprendre le fonctionnement de l'espace sous un certain nombre d'hypothèses (Eastman, 2006 ; Khoi & Murayama, 2010). La quantification des changements attendus des classes d'occupation des terres a été récemment faite à partir de la chaîne de Markov par Islam et *al.* (2018). Il ressort des résultats de la modélisation que les formations végétales naturelles du parc subiront des pertes de façon différentielle, mais des gains seront également observables pour certaines unités si le *statu quo* est maintenu d'ici à 2050.

Les savanes arbustives ont connu plus de gains (904 km²) que de pertes (90 km²) entre 2000 et 2015. Par contre, les savanes boisées ont connu plus de pertes (562 km²) que de gains (186 km²). Globalement, les changements sont constitués de 50 % de gains et 50 % de pertes. Dans le bassin moyen de la Sota au Bénin, Issifou Moumouni (2020) indique que les terres cultivées progresseront au détriment des terres forestières entre 2015 et 2035 et il s'en suivra une perte de 36 % pour les savanes arborées et arbustives. Les cultures et jachères connaîtront une progression de 46 % (environ 33 869 ha). En projetant l'occupation des terres au Centre du Bénin, Oloukoï (2012) indique que les savanes arborées et arbustives passeront de 25,75 % à environ 18,8 % en 2025 puis à 4,17 % en 2034. Parallèlement, les agglomérations vont s'étendre de 0,14 % en 2006 à 2,91 % en 2025 puis à 4,34 % en 2034. De même les champs et jachères pourraient s'étendre de 38,61 à 76,82 % en 2025 et à plus de 90 % en 2034. A Parakou, Ahononga et *al.* (2020) ont rapporté que les savanes arborées et savanes arbustives qui, occupaient 57 % sont passées à 10 % en 2015 et disparaitraient à l'horizon 2035. Cependant, les champs et jachères augmentent très rapidement. De moins de 20 % en 2005, ils sont passés à plus de 50 % en 2015 et passeraient à 70 % en 2035. Ces différents résultats corroborent ceux de la présente recherche.

Entre 2000 et 2015 dans le PNW le taux annuel de déforestation nette est de 0,05 % soit 0,68 km²/an. Par contre, on note un taux annuel de dégradation nette de 0,86 % soit 12,84 km²/an. La hausse de la déforestation dans le parc peut être due au surpâturage. Nonobstant les taux de déforestation et de dégradation des formations végétales naturelles dans le PNW, on observe un taux d'amélioration du couvert forestier de 12,30 km²/an soit 0,22 %, alors que le taux de reconstitution naturelle du couvert forestier de 0,19 km²/an soit 0,003 % environ. Ces taux d'amélioration et de reconstitution témoigne des efforts de conservation qui s'opèrent sur le terrain et qui méritent d'être renforcés. Au Bénin, le phénomène de déforestation est très préoccupantt pour tous les acteurs surtout l'ampleur que cela prend dans les aires protégées. Ainsi, dans la forêt classée de Pénéssoulou, au cours de la période de 2005 à 2015, les cultures et jachères ont augmenté de 446,15%, les plantations fruitières et forestières sont passées respectivement à 99,14 % et à 646,66 %. Le taux annuel de dégradation est de 3,79%, pendant que la déforestation est de 0,01%/an. Ce taux de dégradation est largement supérieur à celui trouvé par Biaou et al. (2019) dans la Forêt Classée de Ouénou-Bénou. La période de 2005 à 2015 marque le début de la prise d'assaut de cet écosystème par les agriculteurs ainsi que les exploitants forestiers à la suite de la fin de mise en œuvre du Projet de Restauration des Ressources Forestières (PRRF) en 2004. Les activités relatives à la protection ne sont plus pratiquement menées parce qu'elles n'étaient plus rémunérées ; les réunions des comités villageois qui participaient aux activités de protection ne se tiennent plus (Gbedayi et al. 2019). Ces résultats traduiraient le relâchement des actions de conservation impliquant les populations locales. Le taux d'évolution des surfaces cultivées montre clairement une anthropisation de cette aire protégée. Cet accroissement des formations anthropiques est dû à la demande de bois, mais également le besoin de terres fertiles par les populations riveraines afin de garantir leur subsistance. Biaou et al. (2019), de Arouna et al. (2016) et de Houessou et al. (2013) sont parvenus à des résultats similaires dans la Forêt Classée de Ouénou-Bénou. La poussée démographique est aussi l'une des causes qui occasionnent l'occupation des sols dans les forêts classées. Ainsi, pour Ahononga et al. (2020), l'augmentation des terres agricoles et l'extension des habitats sont la cause de la diminution observée dans les écosystèmes forestiers. Par contre, les statistiques de la FAO (2020) montrent un taux de déforestation annuel 700 000 ha entre 1990 et 2000. Contrairement aux statistiques de la FAO les résultats su-cités montre que, les politiques autour des forêts classées peuvent constituer un moyen efficace pour la conservation de la biodiversité. L'accès limité, l'entretien et la surveillance de la forêt classée de Pénéssoulou, pendant la période de mise en œuvre du PRRF, contistue des actions ayant favorisé sa conservation. La faible perte des formations forestières naturelles est la preuve de la protection des aires et de l'efficacité de



l'intervention dudit projet d'aménagementforestier. L'importance de l'intervention des projets d'aménagement a été d'ailleurs remarquée par plusieurs études (Blomley et *al.*, 2008; Melo et *al.*, 2013).

Les forêts classées étant initialement dédiées à la conservation de la biodiversité, les pratiques qui consistent à transformer les formations naturelles en domaines d'exploitation agricole désorientent les objectifs que vise le classement de ces forêts. De pareils constats sont récurrents, car dansleslégislations des pays tropicaux, la conservation de la biodiversité est assimilée à la conservation du couvert forestier (Voreux, 2015). Pour Temgoua et *al.* (2018), la modification du couvert forestier perturbe les conditions climatiques déterminant des processus écologiques de la succession de la végétation. Par conséquent, l'ampleur de la régression du couvert végétal impacte la régulation du climat et les conditions socio-économiques de la population rurale (Biaou et al., 2019; Gouwakinnou et *al.*, 2019). Dans ces situations, la politique forestière devra mettre l'accent sur la restauration naturelle des écosystèmes dégradés ou à défaut sur une logique d'enrichissement des espaces dégradés par des espèces autochtones lors de l'élaboration et la mise en œuvre des plans d'aménagement.

L'analyse de la vulnérabilité des unités paysagères du PNW aux changements entre 2015 et 2050 indique que les galeries forestières, les savanes arbustives présentent une forte vulnérabilité au changement (0,69-0,80). Les savanes boisées, les savanes arborées, les sols nus et les mosaïques de champs et jachères seront moyennement vulnérables (0,66-0,68). Les autres unités sont faiblement vulnérables au changement (0,45-0,65). Il faut noter que la vulnérabilité de chacune des unités n'est pas uniforme à l'échelle du PNW, elle varie selon l'exposition aux effets de bordures et aux objectifs du projet REDD+ qui sera mise en œuvre. La vulnérabilité de chacune des unités n'est pas uniforme à l'échelle du PNW, elle varie selon l'exposition aux effets de bordures et aux objectifs du projet REDD+ qui sera mise en œuvre. Les secteurs du Parc National du W proches des zones de cultures et des terroirs villageois riverains sont plus au changement. De plus, dans le cadre d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre, si la mise en œuvre d'un projet vise la restauration des secteurs dégradés, ceux sont des unités actuellement dégradées et celles anthropiques connaîtrons des changements, donc plus vulnérables. Lorsque le projet s'intéresse au renforcement des stocks de carbone forestier par la conservation ou la protection des formations végétales naturelles du PNW, alors les changements seront plus observés au niveau des formations végétales naturelles. Pour Rifai et al. (2018), les défrichements en vue de l'installation de nouveaux champs, mais aussi l'installation de nouvelles plantations sont à la base de la baisse des superficies des formations forestières naturelles. La mise en place des plantations pour combler les vides laissés par la déforestation améliore le couvert végétal, mais contribue à l'érosion de la biodiversité. La vulnérabilité de ces formations naturelles qui regorgent d'une forte diversité d'espèces constitue une menace pour la conservation de la biodiversité et des habitats. Les résultats de Bouko et al. (2007) ont montré l'impact négatif de l'expansion agricole sur la conservation de la diversité spécifique : la pression des activités agricoles et de l'installation des plantations monospécifiques sur les formations forestières naturelles diminue de manière significative la richesse spécifique de la flore ligneuse et désorganise la structure naturelle des peuplements (Bouko et al., 2007). Cette désorganisation de la structure naturelle conduit à une fragmentation reconnue comme étant une menace majeure pour la biodiversité à l'échelle mondiale (Fahrig, 2002 ; Yeo et al., 2013). Pour pallier la perte de la biodiversité, il paraît donc nécessaire de mettre en place une bonne politique de gestion efficace de l'existant d'une part, mais également de restauration naturelle des ressources floristiques déjà existantes dans les écosystèmes forestiers d'autre part.

V. CONCLUSION

La cartographie de la dynamique spatio-temporelle et de la vulnerabilite des unites d'occupation du sol dans le Parc National du W au Benin a été faite en utilisant l'analyse diachronique entre 2000 et 2015 et la prédiction des changements d'occupation des terres avec le logiciel TerrSet avec l'application Land Change Modeler et l'algorithme du maximum de vraissemblance d'une part et le MLP de l'autre. La déforestation, la dégradation, la reconstitution naturelle et les améliorations du couvert végétal ont été calculé, cela a permis d'évaluer la vulnérabilité des unités d'occupation des terres à l'horizon 2050.

L'analyse de l'état de l'occupation des terres de 2000 à 2015 montre qu'en 2000 comme en 2015, la végétation du Parc National du W était dominée par les savanes arbustives qui s'observent un peu partout à travers le Parc W. Si un *statu quo* est maintenu jusqu'en 2050, la physionomie du paysage sera dominée par les savanes arborées. Dans le cadre d'une politique REDD+, on



assistera à une reforestation du Parc avec pour effet le renforcement du stock de carbone. Cette reconstitution naturelle sera beaucoup plus remarquable au niveau des savanes arborées comme en 2050 dans le *statu quo*.

De façon générale, les formations naturelles ont connu toutes des pertes, alors que les unités anthropiques ont connu des gains. Ces changements ont provoqué la déforestation et la dégradation forestière. Nonobstant les taux importants de déforestation et de dégradation des formations végétales naturelles dans le PNW, on observe une certaine amélioration et reconstitution naturelle du couvert forestier. Cette amélioration et reconstitution témoignent des efforts de conservation qui s'opèrent sur le terrain et qui méritent d'être renforcés. La tendance à la régression du couvert végétal va s'accentuer si le *statu quo* est maintenu jusqu'en 2050. Par contre, si les décideurs mettent en place une politique de réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation forestière pour le renforcement des stocks de carbone (REDD+) ces tendances s'inverseront positivement et la forêt va se reconstituer.

Les secteurs du Parc National du W proches des zones de cultures et des terroirs villageois riverains sont plus sensibles au changement. De plus, dans le cadre d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre, si la mise en œuvre d'un projet vise la restauration des secteurs dégradés, ce sont des unités actuellement dégradées et celles anthropiques connaîtrons des changements, donc plus vulnérables. Lorsque le projet s'intéresse au renforcement des stocks de carbone forestier par la conservation ou la protection des formations végétales naturelles du PNW, alors les changements seront plus observés au niveau des formations végétales naturelles. Les cartes obtenues sont des outils de prise de décisions pour les gestionnaires du Parc et les autorités nationales.

REFERENCES

SSN:2509-0119

- [1]. Adhikari, S., Fik, T., Dwivedi, P., 2017. Causes immédiates du changement d'utilisation des terres et de couverture terrestre dans le Parc National de Bannerghatta : un modèle statistique spatial, *Forêts* 8-342
- [2]. Adomou A.C. 2005. «Vegetation patterns and environmental gradients in Benin: Implications for biogeography and conservation». PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands 150p.
- [3]. Amagnide A.G., Salako V., Hounsode M.D., Sinsin F., Orékan V., Dan C and Kakaï R.G. 2015. Ecological consequences of anthropogenic pressure in Wari-Maro Forest Reserve (Benin, West Africa). *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 109(2), 271-290. doi:10.12895/jaeid.20152.363.
- [4]. Amahowe O.I., Azihou A.F., Armand N.K., Biaou S.S.H., Séverin B., Dieu-Donné A and Salomon B. 2018. Constraints of seedling survival and recruitment under adult tree of a multi-use species Afzelia africana Sm and Pers in Sudanian region of Benin (West Africa). *Agroforestry Systems*, 93(3), 1147-1156. doi: 10.1007/s10457-018-0218-6
- [5]. Arouna O., 2012. «Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la Commune de Djidja au Bénin : Implication pour l'aménagement du territoire». Thèse de doctorat en Géographie, UAC, 246p.
- [6]. Arouna O., Etene C.G and Issiako D. 2016. Dynamique de l'occupation des terres et état de la flore et de la végétation dans le bassin supérieur de l'Alibori au Benin. *Journal of Applied Biosciences*, 108, 10543-10552. doi: 10.4314/jab.v108i1.7.
- [7]. Atkinson P. M. & Tatnall A. R. 1997. Introduction neural networks in remote sensing. *International Journal of remote sensing*, 18(4), 699 709.
- [8]. Biaou S., Houeto F., Gouwakinnou G., Biaou S.S.H. Awessou B., Tovihessi S and Tete R. 2019. Dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin. Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, 22. https://halarchives-ouvertes.fr/hal-02189367.
- [9]. Celik, I., 2005. Effets de l'utilisation des terres sur la matière organique et les propriétés physiques du sol dans les hautes terres du sud de la Méditerranée en Turquie. *Travail du sol Res.* 83, 270-277.

SSN:2509-0119



Vol. 46 No. 1 August 2024, pp. 330-355

- [10]. Chan J.C.-W., Chan K.-P., Yeh A.G.O. 2001. Détecter la nature du changement dans un environnement urbain: Une comparaison des algorithmes d'apprentissage automatique. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67(2), 213 225.
- [11]. Ciani, A.C., Chiarelli, B., 1998. Déforestation et reforestation : perspectives pour réduire la désertification causée par l'homme. *Glob. Bioeth.* 11, 85-96.
- [12]. Civco D. L. 1993. Réseaux neuronaux artificiels pour la classification et la cartographie de l'occupation des sols. *International Journal of Geographic Information Systems*, 7(2), 173 186.
- [13]. Corgne S. 2004. « Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : Application à la couverture hivernale des sols en Bretagne ». Géographie. Université Rennes 2, 2004. Français.ffhalshs-00005478
- [14]. Dumont G.-F. 2014. Population et Développement : La tentation malthusienne. *Agir, revue générale de stratégie*, 61 67. halshs-01077109. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01077109,
- [15]. FAO. 2020. FAO « Nouvelles: Rapport de l'ONU: La diminution des forêts mondiales souligne l'urgence de sauvegarder leur biodiversité ». http://www.fao.org/news/story/fr/item/1276964/icode/.
- [16]. Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., 2008. Efficacité des zones naturelles protégées pour prévenir le changement d'utilisation des terres et de couverture terrestre au Mexique, *Biodivers Conserver* 17, 3223
- [17]. GLP, 2005. « *Plan scientifique et stratégie de mise en œuvre, dans : 19, IRIR (Ed.), Global Land Project* ». Programme international géosphère-biosphère et programme international sur les dimensions humaines, Stockholm.
- [18]. Hansen, MC, Loveland, TR, 2012. Examen de la surveillance sur de vastes zones du changement de couvertur terrestre à l'aide des données Landsat, *Télédétection Environ* 122, 66-74
- [19]. IFDC 2006. International Fertilizer Development Center, IFDC.
- [20]. Imorou I.T., Arouna O., Zakari S., Djaouga M., Thomas O., Kinmadon G., Imorou I.T., Arouna O., Zakari S., Djaouga M and Thomas O. 2019. Évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin , *HAL Id : Hal-*02189556
- [21]. Kerle, N., & Van Wyk De Vries, B. 2001. The 1998 debris avalanche at Casita volcano, Nicaragua—investigation of structural deformation as the cause of slope instability using remote sensing. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 105(1-2), 49-63.
- [22]. Kioko, J., & Okello, M. M. 2010. Land use cover and environmental changes in a semi-arid rangeland, Southern Kenya. *Journal of Geography and Regional Planning*, *3*(11), 322–326.
- [23]. Lambin, E.F. and Strahler, A. 1994. Remotely-Sensed Indicators of Land-Cover Change for Multitemporal Change-Vector Analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 15, 2099-2119. https://doi.org/10.1080/0143116940895423
- [24]. Mama A., Ismaila T.I., Valentin K and Sinsin B. 2015. Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au nord-ouest du Bénin. *Int. J. Biol. Chem Sci.* 8(6): 2608-2625 doi: 10.4314/ijbcs.v8i6.22
- [25]. Mamane B., Amadou G., Barage M., Comby J and Ambouta J.M.K. 2018. Dynamique spatio-temporelle d'occupation du sol dans la Réserve Totale de Faune de Tamou dans un contexte de la variabilité climatique (Ouest du Niger) International Journal of Biological and Chemical Sciences 12(4) 1667-1687
- [26]. Mather, A., Needle, C., 2000. Les relations entre les tendances démographiques et forestières. Géogr. J. 166, 2-13
- [27]. Mawenda J and Watanabe T. 2020. Sustainability An Analysis of Urban Land Use / Land Cover Changes in Blantyre City, Southern Malawi (1994 2018). *Sustainability*, 12(6) 2377-doi-10-3390/su12062377



- [28]. Meyfroidt, P., Lambin, E.F., 2008. La transition forestière au Vietnam et son environnement impacts *Glob Chang Biol* 14, 1319-1336
- [29]. Minaei, M., Shafizadeh-Moghadam, H., Tayyebi, A., 2018. Lien spatio-temporel entre le modèle de dégradation des terres et la dynamique de la couverture terrestre en Iran. Dégradation des terres. *Dév.* 29, 2854-2863.
- [30]. Jia, X., & Richards, J. A. 1999. Segmented principal components transformation for efficient hyperspectral remotesensing image display and classification. *IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37(1), 538-542.Rudel, TK, Coomes, OT, Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E., 2005. Transitions forestières: vers une compréhension globale des changements d'affectation des terres. *Glob. Environ Chang* Partie A 15, 23-31
- [31]. Samuel Corgne, 2004. "Hiérarchisation des facteurs structurant les dynamiques pluriannuelles des sols nus hivernaux", *Norois*, 193 | 2004, 17-29.
- [32]. Tayyebi, A., Meehan, TD, Dischler, J., Radloff, G., Ferris, M., Gratton, C., 2016. SmartScapeTM: un système d'aide à la décision basé sur le Web pour évaluer les compromis entre plusieurs services écosystémiques dans le cadre de scénarios de changement de culture. *Calculer. Électron. Agricole.* 121, 108-121
- [33]. Temgoua L.F., Allaissem B., Tchamba M., Saradoum G., Osée M. M and Solefack M.C. M. 2018. Spatio-Temporal Dynamic of Land Use and Land Cover in the Classified Forest of Djoli-Kera, South-Eastern, Chad. *Open Journal of Forestry*, 8(3), 283-296.
- [34]. Tso B. et Mather P.M. 2001. Classification Methods for Remotely Sensing Data. New York: Taylor & Francis, edition 1
- [35]. Van Minnen, J.G., Goldewijk, K.K., Stehfest, E., Eickhout, B., van Drecht, G., Leemans, R., 2009. L'importance de trois siècles de changement d'affectation des terres pour l'environnement terrestre mondial et régional. cycle du carbone. Clim. Modification 97, 123.
- [36]. Van Vliet, J., Magliocca, NR, Büchner, B., Cook, E., Benayas, JMR, Ellis, EC, Heinimann, A., Keys, E., Lee, T.M., Liu, J., 2016. Méta-études en science de l'utilisation des terres : couverture actuelle et perspectives. *Ambio* 45, 15-28.
- [37]. Veldkamp, A. and Lambin, E.F. 2001 Predicting Land-Use Change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85, 1-6. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00199-2
- [38]. Verburg, PH, Schot, PP, Dijst, MJ, Veldkamp, A., 2004. Modélisation du changement d'affectation des terres : pratiques actuelles et priorités de recherche. *GéoJournal* 61, 309-324.
- [39]. Wasseige C., de Devers D., de Marcken P., Eba'a Atyi R and Mayaux P. (2009). Les forêts du Bassin du Congo. État des forêts 2008. Luxembourg, *Office des publications de l'Union européenne*, 426 p. doi:10.2788/32456.
- [40]. Williams, V.J., 2011. Une étude de cas sur la désertification d'Haïti. J. Soutenir. Dév. 4, 20.