



# Empreinte anthropique sur la dynamique des écosystèmes de la forêt classée d'Amou-Mono au Togo

Aoufoh KOFFI N'DERE<sup>a,b,\*</sup>, Kokouvi Bruno KOKOU<sup>a,d</sup>, Wouyo ATAKPAMA<sup>a,c</sup>, Bimare KOMBATE<sup>a</sup>, Hodabalo EGBELOU<sup>a</sup>, Madjouma KANDA<sup>a,d</sup>, Komlan BATAWILA<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Laboratoire de Botanique et Écologie Végétale, Département botanique, Faculté des sciences, Université de Lomé, 01 BP 16515, Togo

<sup>b</sup>Institut Nationale de Formation Agricole (INFA) de Tové, Kpalimé, Togo

<sup>c</sup>West Africa Plant Red List Authority (WAPRLA), IUCN Species Survival Commission, Rue Mauverney 28, 1196 Gland, Switzerland

<sup>d</sup>École Régionale Postuniversitaire d'Aménagement et de Gestion Intégré des Forêts et Territoires tropicaux, Université de Kinshasa, Commune de Lemba, - B.P. 15.373 - Kinshasa, République Démocratique du Congo

## Résumé

Les aires protégées du Togo connaissent un phénomène d'anthropisation inquiétante ces dernières années entraînant la régression des écosystèmes forestiers, leur biodiversité et leurs fonctions. Cette étude a analysé la dynamique spatio-temporelle de la forêt classée d'Amou-Mono entre 1986 et 2021. Une classification multi des images Landsat des années 1986, 2000, 2013 et 2021 a permis de quantifier et d'apprécier les changements d'occupations. La dynamique de l'occupation du sol entre 1986 et 2021 est traduite essentiellement par une régression des Forêts denses/riveraines (81,40 %) et des Forêts claires/Savanes boisées (67,79 %) et la progression des savanes arborées/arbustives (172,93 %). En 2021, les formations anthropogènes Champs/jachères et Agglomérations/Sols nus, qui n'existaient pas en 1986, représentent respectivement 38,1 % et 2,19 % du total. La fragmentation et la régression des formations forestières sont dues à des activités anthropiques, notamment l'exploitation forestière et les défrichements agricoles. Ceci constitue une menace croissante pour la conservation de la biodiversité et les fonctions écosystémiques dans cette forêt classée si aucune mesure n'est prise pour inverser les tendances.

Mots-clés : Anthropisation ; Télédétection, Fragmentation ; Forêt classée d'Amou-Mono ; Togo.

## *Anthropogenic impact on ecosystem dynamics in the Amou-Mono classified forest in Togo*

## Abstract

In recent years, Togo's protected areas have been subject to a worrying process of anthropisation. This has led to a decline in forest ecosystems, their biodiversity and their functions. The general objective of this study is to assess the state of conservation of the classified forest of Amou-Mono between 1986 and 2021. More specifically, it aims to: (i) characterize the dynamics of land use from 1986, 2000, 2013 and 2021 and, (ii) assess the impact of changes in land use on the potential for carbon sequestration. A multi-date classification of Landsat images for the years 1986, 2000, 2013 and 2021 made it possible to quantify and assess changes in occupation. The dynamics of land use between 1986 and 2021 is mainly reflected by a regression of dense/riparian forests (81.40%) and open forests/wooded savannahs (67.79%) and the progression of wooded/shrubby Savannah (172.93%). Anthropogenic formations: Fields/fallow and Agglomerations/Bare soils, absent in 1986, occupy in 2021 respective proportions of 38.1 % and 2.19%. Human activities, particularly logging and agricultural clearing, are causing fragmentation and regression of forest ecosystems. Unless action is taken to reverse the trend, the conservation of biodiversity and ecosystem functions in this classified forest will be increasingly threatened.

Keywords: Land cover; Remote sensing; Fragmentation; Amou-Mono Classified Forest; Togo.

## 1. Introduction

Les écosystèmes forestiers jouent un rôle très important dans la conservation de la biodiversité. Ils fournissent de nombreux services tels que les services d'approvisionnement, services de régulation, etc. [1, 2].

Malgré cette importance capitale reconnue, ces écosystèmes ne cessent de se dégrader d'une manière alarmante en raison de la pression démographique. Afin de résoudre ce problème, la plupart des pays ont pris des décisions stratégiques et politiques afin d'instaurer des aires protégées.



Les aires protégées contribuent non seulement à la protection de la nature, mais constituent également une source de revenus pour de nombreux états [3]. Elles sont aussi source de produits alimentaires, médicinaux, artisanaux et esthétiques [4, 5]. Ce sont des atouts majeurs pour une meilleure résilience contre le changement climatique [2], à travers la conservation de la biodiversité, la séquestration du carbone, la régulation du climat, et par conséquent la résilience des populations humaines face aux effets du changement climatique.

Au Togo, on distingue environ 83 aires protégées (APs) intégrées dans le domaine forestier de l'État depuis l'époque coloniale, entre 1939 et 1958 [6]. Ces classements ont été faits par la confiscation et l'expropriation des terres. La gestion non participative et unilatérale ont créé des frustrations au sein des populations locales. Suite aux troubles socio-politiques de 1990, la plupart des APs ont été envahies par les populations déplacées et riveraines [7]. On note une occupation arbitraire entraînant la déforestation, la perte des habitats et la baisse de fourniture des services écosystémiques [8-11]. Parmi les APs les plus dégradées, on note la forêt classée d'Amou-Mono (FCAM).

La FCAM située dans la région des Plateaux du Togo n'est pas épargnée par le phénomène de la déforestation et de la dégradation. Ladite forêt classée a été envahie par les riverains. Ces pressions ont entraîné la dégradation du couvert végétal. Malgré les actions entreprises pour remédier à la dégradation à travers la réhabilitation et la restauration de son habitat, cette AP continue de subir de fortes pressions anthropiques [12]. Par ailleurs l'on ne dispose pas de données quantitatives sur l'impact de l'anthropisation sur les écosystèmes forestiers pouvant servir de base pour une meilleure planification des actions de restauration.

La présente étude est une contribution à la restauration des écosystèmes dégradés de la FCAM. De façon spécifique, il s'est agi d'analyser la dynamique spatio-temporelle des écosystèmes et les changements d'affectation des sols à partir des images Landsat de 1986, 2000, 2013 et 2021

## 2. Méthodologie

### 2.1 Description du milieu d'étude

D'une superficie de 12 780,578 ha, la forêt classée d'Amou-Mono (FCAM) est située dans la région des Plateaux. Elle est à cheval entre la préfecture de l'Ogou au nord, de Haho à l'ouest et la préfecture de Moyen-Mono à l'est (Figure 1). La FCAM est située dans la zone écologique III, plus précisément entre le canton de Katore au nord, au nord-ouest par le canton de Gleï, au Sud-Ouest par le canton de Wahala et à l'est par le canton de Ahassomé.

Le climat est de type soudano-guinéen marqué par deux saisons sèches et deux saisons pluvieuses. La moyenne des précipitations est de 1 028,9 mm avec une température moyenne de 27,6°C et une amplitude de 5°C. Le relief est une pénéplaine atteignant moins de 400 m d'altitude avec des pentes variant entre 3 et 8 %. Ce relief conditionne l'écoulement des cours d'eau dont le principal est le fleuve Mono situé à l'est et constituant une limite naturelle de la FCAM. Ces principaux affluents sont les rivières Amou, Tchila et Kra.

L'agriculture est la principale activité économique. Les principales cultures sont le maïs, le niébé, le soja, le coton, l'igname, le manioc. A cette activité s'ajoutent l'élevage, l'exploitation des produits de la forêt (bois de chauffe, charbon de bois, plusieurs produits forestiers non-ligneux), la chasse, la pêche.

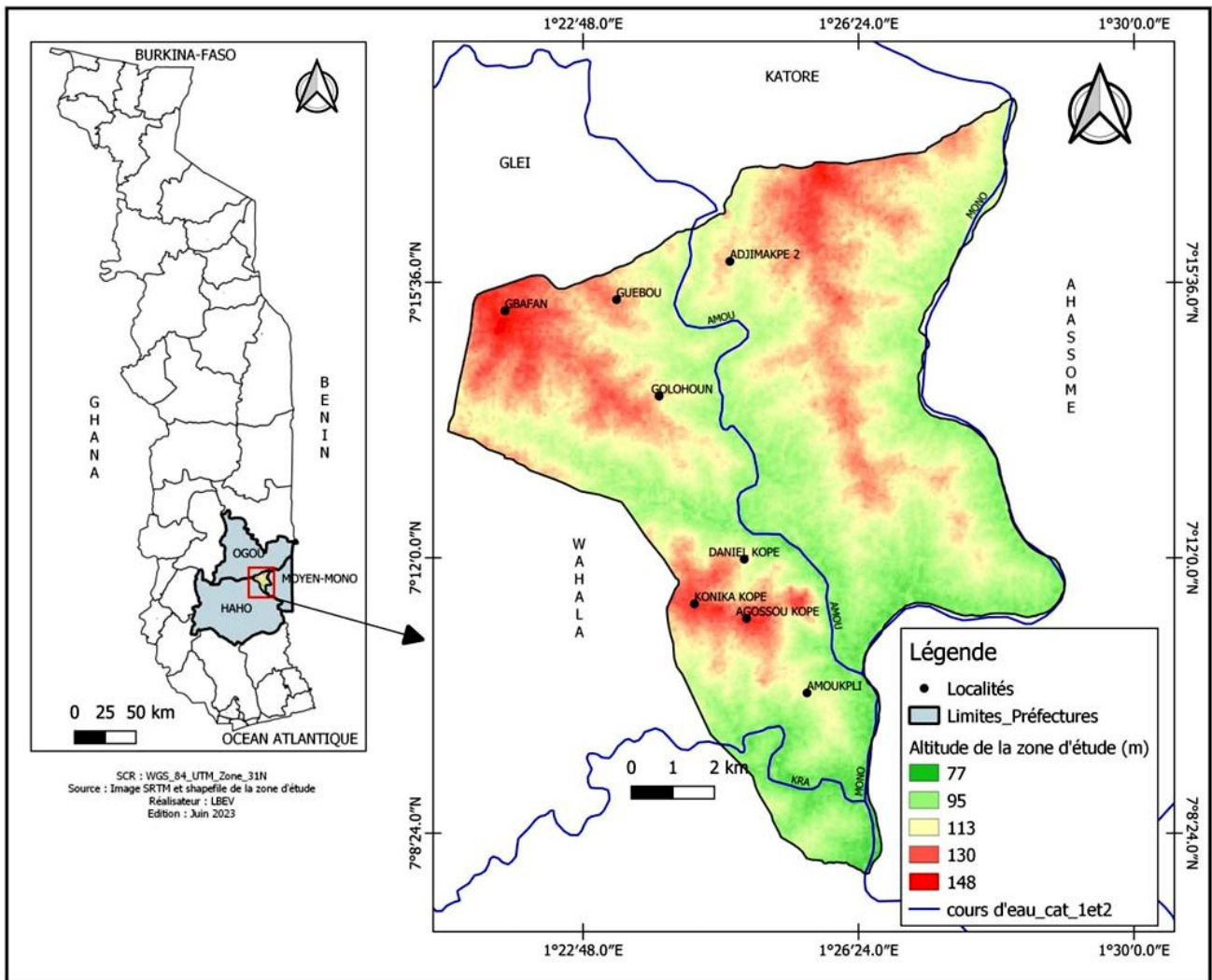


Figure 1 : Localisation de la forêt classée d'Amou-Mono, Togo

## 2.2. Collecte des données

La dynamique d'occupation du sol de la FCAM a été réalisée grâce aux images LandSat : Landsat 5 TM, LandSat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI/TIRS. Les images ont été téléchargées sur le site web de l'Institut d'études géologiques des États-Unis USGS<sup>1</sup>. En raison de la disponibilité des données Landsat, le choix des images s'est porté sur les années 1986, 2000, 2013 et 2021 avec une résolution de 30 m × 30 m. Les dates de prise de ces images correspondent à la période de saison sèche afin de maximiser les différences spectrales entre les éléments de la couverture végétale.

Les images téléchargées ont d'abord subi une

classification non supervisée à l'aide du [logiciel ENVI 4.7](https://envi.software.informer.com/4.7/)<sup>2</sup>. Une composition colorée suivant la fonction K-means a été utilisée. Pour les images Landsat 5, les bandes 5-4-3 ont été utilisées et pour celles de Landsat 7 et 8, ce sont les bandes 6-5-4. Une fois cette pré-classification terminée, ces images cartographiques ont été vectorisées avec le logiciel ENVI 4.7 puis importées dans le logiciel QGIS 3.22 pour les mises en page. Ceci a permis d'obtenir une carte non supervisée pour la collecte de données de vérité-terrain.

## 2.3. Traitement des données

### ❖ Classification non-supervisée

<sup>1</sup> <https://earthexplorer.usgs.gov/>

<sup>2</sup> <https://envi.software.informer.com/4.7/>

Les images téléchargées ont d'abord subi une classification non supervisée à l'aide du logiciel ENVI 4.7. Une composition colorée suivant la fonction K-means a été utilisée [13]. Pour les images Landsat 5, les bandes 5-4-3 ont été utilisées et pour celles de Landsat 7 et 8, ce sont les bandes 6-5-4. Une fois cette pré-classification terminée, ces images cartographiques ont été vectorisées avec le logiciel ENVI 4.7 puis importées dans le logiciel [QGIS 3.22](https://www.qgis.org/fr/site/forusers/download.html)<sup>3</sup> pour les mises en page. Ceci a permis d'obtenir une carte non supervisée pour la collecte de données de vérité-terrain.

#### ❖ Classification supervisée

Une classification supervisée des images a été préconisée après la mission de terrain. Cette classification s'est réalisée avec le logiciel ENVI 4.7 à partir 132 points de vérité-terrain. La méthode de classification supervisée selon l'algorithme du maximum de vraisemblance a été utilisée [14]. La première étape a consisté à définir des zones d'entraînement ROI (Regions of interest), suivie de la description des différentes classes à partir des points vérités-terrain et des images Google Earth. À partir des zones d'entraînement définies, le logiciel a généraliser le traitement sur l'ensemble de la superficie de l'AP. Cinq (5) classes d'occupations ont été définies en tenant compte du système de typologie des unités d'occupation du sol du Togo [15]. Il s'agit de : Forêts denses/riveraines, Forêts claires/Savanes boisées, Savanes arborées/arbustives, Champs/Jachères et Agglomérations/Sols nus.

La composition colorée a permis de mieux discriminer ces différentes occupations. La composition colorée RGB a été faite selon une combinaison des bandes spectrales reposant sur le principe d'affectation des bandes d'images à trois (3) plans d'affichage basé sur trois (3) couleurs primaires : rouge, vert et bleu [16]. La bande 6 correspond à la couleur rouge, la bande 5 à la couleur verte et la bande 4 à la couleur bleue. Pour les images Landsat 5, les bandes 5-4-3 et pour les images Landsat 7 et 8 les 6-5-4 ont été utilisées [16].

Dans le but d'améliorer la netteté des images Landsat traitées, trois (3) opérations de filtrages ont été appliquées : « Sieves classes » pour éliminer les pixels isolés, « Clump classes » pour homogénéiser les classes

et « Majority/minority analysis » pour lisser les classes. Suite à ces opérations, les images rasters ont été vectorisées [17]. Les images vectorisées ont été exportées dans le logiciel QGIS 3.22 pour les mises en pages des cartes. Les tables des attributs des images classifiées ont été exportées sous format « CSV » afin de calculer les superficies des différentes unités d'occupations du sol.

#### ❖ Précision de la classification

Sur le total de 132 points retenu pour valider la classification, on distingue 5, 11, 31, 20 et 65 respectivement pour les Agglomérations/Sol nus, Forêts denses / riveraines, Champs / Jachères, Forêts claires/Savanes boisées et Savanes arborées/arbustives. La vérification de la qualité des classifications s'est faite par calcul des matrices de confusions des images des différentes dates [17].

#### 2.3.2 Analyses des changements d'état de la végétation

#### ❖ Matrice de transition

Les matrices de transition ont permis de mettre en évidence les différentes formes de conversion qu'ont subies les formations végétales de 1986 à 2021. La fonction "Intersect" du logiciel QGIS a été utilisée pour calculer les superficies de ces différentes classes de végétation en croisant des cartes de végétation des différentes dates. Une formule simplifiée des processus REDD+ a été utilisée pour calculer le rythme de conversion (RC) des formes d'utilisation des terres d'une année à l'autre :  $RC = (T2 - T1)/n$ , où RC = donnée d'activités (ha/an) T2 = la superficie d'une unité d'occupation au temps T2, T1 = superficie d'une unité d'occupation au temps T1, et n = nombre d'années entre T2 et T1. La variation de la superficie d'une forme d'utilisations de la terre entre deux (2) dates (années) données par  $\Delta U = T2 - T1$  permet d'apprécier le sens d'évolution entre les deux dates [14]. Il y a stabilité si  $\Delta U = 0$ . Si  $\Delta U < 0$ , on peut conclure qu'il y a diminution de cette unité. Elle s'attend si  $\Delta U > 0$ .

#### ❖ Taux de déforestation

La formule pour déterminer le taux de déforestation

<sup>3</sup> <https://www.qgis.org/fr/site/forusers/download.html>

annuel (R) est la suivante (équation 1) :

$$R = \left[ \frac{1}{t_2 - t_1} \times \ln \left( \frac{A_2}{A_1} \right) \times 100 \right] \quad (1)$$

$t_2 - t_1$  représente l'intervalle de temps dans lequel les changements de l'occupation des terres sont évalués.  $A_1$  et  $A_2$  représentent la somme de la proportion des formations (forêts galeries, forêts denses, savanes arbustives, arborées et boisées) de chaque année [19].

La formule suivante (équation 2) a été utilisée pour calculer le taux d'évolution (Ta) d'une unité d'occupation donnée entre deux (2) années X et Y :

$$Ta = \frac{SY - SX}{SX} \times 100/I \quad (2)$$

où SX = superficie d'une unité de végétation en année X, SY = superficie de la même unité de végétation en année Y, et I = nombre d'années entre les années X et Y [14].

Le taux de reconstitution des formations naturelles (Trec) entre différentes dates a été calculé en utilisant les données des matrices de confusion. La formule qui suit (Equation 3) a été employée [20] :

$$Trec = \frac{Rn}{S1} \times 100 \quad (3)$$

Rn est somme des superficies des terres non forestières converties en de terres forestières. S1 est la superficie des formations naturelles de l'année 1.

#### ❖ Processus de transformation spatiale

La détermination des processus de transformation spatiale constitue une approche complémentaire à l'étude de la dynamique paysagère. Ces processus sont déterminés sur la base des trois principaux paramètres considérés comme éléments pour la description de la configuration paysagère que sont : (i) la superficie des taches, (ii) le périmètre des taches et (iii) le nombre de taches. Ces paramètres ont été déterminés pour les unités d'occupation et pour les années d'étude.

Bogaert *et al.* (2014) ont distingué 10 processus de transformation spatiale. Il s'agit de l'agrégation, fusion de nouvelles taches (a) ; la suppression, disparition de taches (b) ; la création, formation de nouvelles taches (c) ; la déformation, changement de forme des taches (d) ; la dissection, subdivision d'un secteur continu par

des lignes de largeur uniforme et de petites dimensions(e) ; l'agrandissement, transformation par l'augmentation de taille des taches(f) ; la fragmentation, conversion de paysage par la rupture de la continuité en cinq taches disjointes de tailles et de formes inégales (g) ; la perforation, transformation par la formation de trous (h) ; le déplacement, translocation d'une des taches (i) et le rétrécissement, diminution de la taille des taches (j). Ces processus peuvent fournir des informations assez précises sur les facteurs qui contribuent à la transformation du paysage.

### 3. Résultats

#### 3.1 Précision de la classification

Les précisions globales des images classifiées sont respectivement de 99,16 % (1986) ; 96,57 % (2000) ; 98,76 % (2013) et 96,26 % (2021) (Tableau 1). On peut donc affirmer que les classifications sont suffisamment bonnes.

Tableau 1

Précision de la classification des images Landsat de 1986, 2000, 2013 et 2021.

1986					
UOS	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	Total	
FD/FR	852	3	0	855	
FC/SB	4	460	0	464	
Sa/SA	7	1	462	470	
<b>Total</b>	<b>863</b>	<b>464</b>	<b>462</b>	<b>1789</b>	
Précision globale : 99,16%					
2000					
UOS	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN
FD/FR	1556	7	0	0	0
FC/SB	41	3384	0	0	0
Sa/SA	0	137	895	28	15
CH/JA	0	0	0	250	0
AG/SN	1	0	5	4	119
<b>Total</b>	<b>1598</b>	<b>4028</b>	<b>900</b>	<b>282</b>	<b>134</b>
Précision globale : 96,57%					
2013					
UOS	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN
FD/FR	892	0	0	0	0
FC/SB	0	1555	5	2	0
Sa/SA	2	15	2429	2	0
CH/JA	0	0	0	1586	11
AG/SN	1	0	6	40	217
<b>Total</b>	<b>895</b>	<b>1570</b>	<b>2440</b>	<b>1630</b>	<b>218</b>
Précision globale : 98,76%					
2021					
UOS	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN
FD/FR	467	29	0	1	0
FC/SB	5	290	2	15	0
Sa/SA	0	3	1139	2	0
CH/JA	4	11	6	1151	2
AG/SN	0	0	0	40	64
<b>Total</b>	<b>476</b>	<b>333</b>	<b>1147</b>	<b>1209</b>	<b>67</b>
Précision globale : 96,26%					

UOS = Unité d'occupation spatiale, FD/FR = Forêts denses/ Forêts riveraines, FC/SB = Forêts claires/Savanes boisées, Sa/SA = Savanes arbustives/Savanes arborées, CH/JA = Champs/Jachères, AG/SN = Agglomérations/Sols nus

### 3.2 . Occupation du sol de la FCAM

Les différentes occupations discriminées dans la FCAM sont inégalement réparties dans le temps. En 1986, la FCAM était composée seulement de trois (3) types d'occupations avec une dominance des Forêts claires/Savanes boisées (53,03 %), suivie des Forêts denses/riveraines (30,76 %) et des Savanes arborées/arbustives (16,21 %).

En 2000 la FCAM était dominée par des Savanes arborées/arbustives (50,09 %) suivies Forêts claires/Savanes boisées (23,05 %), des Forêts denses/riveraines (22,95 %). Les classes de champs/Jachères (3,83 %) et des Agglomérations/Sols nus (0,05 %) sont peu représentées.

En 2013, les classes les plus représentées sont les Savanes arborées/arbustives (42,57 %) et les Forêts claires/Savanes boisées (28,70 %). Ces classes sont suivies par les classes de Champs/Jachères (18,85 %), les Forêts denses/Riveraines (9,44 %) et Agglomérations/Sols nus (0,44 %).

En 2021, les Champs/Jachères (38,10 %) dominent la forêt, elles sont suivies des Savanes arbustives/Savanes arborées (36,92 %). Les Forêts claires/Savanes boisées représentaient 17,07 %. Les Forêts denses/riveraines ne représentent que (5,72 %) tandis que les agglomérations/sols nus progressent (4,12 %).



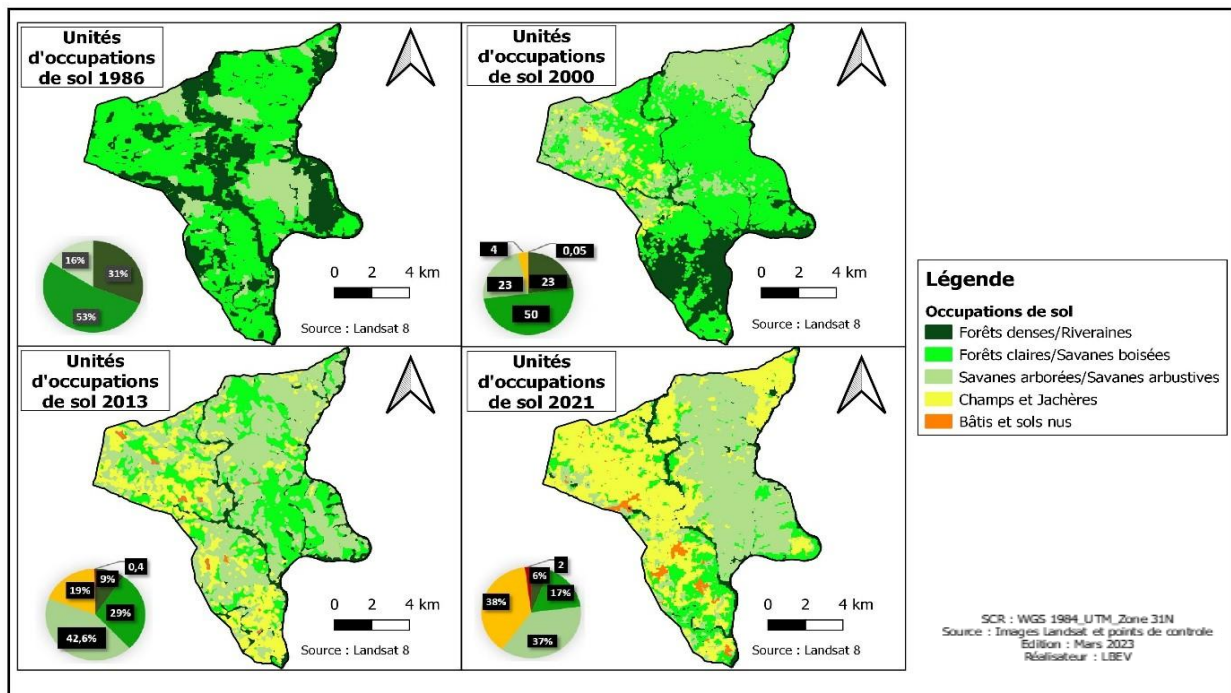


Figure 2: Occupation du sol de la FCAM en 1986,2000, 2013 et 2021

### 3.3 Dynamique d’occupation du sol de la FCAM

Les résultats cartographiques des différentes images ont permis de ressortir d’importantes informations (Figure 3). Le changement d’occupation du sol entre 1986 et 2000 révèle que les Savanes arborées/arbustives ont connu une progression de 3,03 % soit 62,67 ha/an. On note également l’expansion des Champs/Jachères et Agglomérations/Sols nus. Ces dernières, bien qu’absents en 1986 ont connu une progression de 34,96 ha/an et 0,43 ha/an respectivement. Les Forêts denses/riveraines et les Forêts claires/Savanes boisées ont connu une régression de leur superficie avec un taux respectif de 1,81 % (71,25 ha/an) et 0,40 % (26,81 ha/an). Toutes ces modifications ont entraîné un taux de déforestation de 0,28 % avec un taux de reconstitution nul.

Entre 2000 et 2013, les Agglomérations/Sols nus ont connu une forte expansion estimée à 63,41 % soit 3,83 ha/an. Elles sont suivies par les Champs/Jachères dont le taux d’évolution est de 30,16 % soit 147,66 ha/an. Les savanes quant à elles ont connu une expansion de 6,50 % soit 191,69 ha/an. Dans la même période, les Forêts denses/riveraines ont régressé de 4,53 % soit une perte de 132,95 ha/an. Les Forêts claires/Savanes boisées ont connu une perte de 210,24 ha/an soit

3,28 %. Ces différents changements des unités d’occupation ont entraîné un taux de déforestation de 1,34 % avec une reconstitution de 2,62 %.

Entre 2013 et 2021, les Champs/Jachères et Agglomérations/Sols nu ont progressé. Par contre, les Forêts claires/Savanes boisées, Forêts denses/riveraines et Savanes arborées/arbustives ont subi une régression. Les Agglomérations/Sol nu ont enregistré le plus fort taux d’expansion (44,42 %) soit 27,93 ha/an. Le taux d’évolution des formations Champs/Jachères est de 11,35 % avec une progression de 307,52 ha/an. Les Forêts claires/Savanes boisées ont enregistré un taux de régression de 4,50 % soit 185,73 ha/an. Les Forêts denses/riveraines et Savanes arborées/arbustives ont aussi enregistrée respectivement des régressions de 4,93 % (59,53 ha/an) et 1,47 % (90,20 ha/an). Ces divers changements ont entraîné un taux de déforestation de 3,77 % soit une augmentation de 2 % par rapport à celui de la période 2000 et 2013. Néanmoins le taux de reconstitution est de 9,25 %.

L’analyse des matrices de transition ressort que la FCAM d’une manière générale a subi d’importantes modifications. En effet, entre 1986 et 2000, plus de 16,27 % des Forêts claires/Savanes boisées ont été convertis en Savanes arborées/arbustives. Une

proportion de 22,95 % des Forêts denses/riveraines ont été convertis en Forêts claires/Savanes boisées.

Entre 2000 et 2013, 6,96 % de la superficie des Forêts denses/riveraines ont été transformés en Savanes arborées/arbustives. En ce qui concerne les Forêts claires/Savanes boisées, 21,96 % sont transformés en Savanes arborées/arbustives. Entre 2013 et 2021, Ce sont les Forêts claires/Savanes boisées et les Savanes arborées/arbustives qui sont subi plus de transformations. Plus de 15,78 % se sont transformés en Savanes arborées/arbustives. Les Savanes arborées/arbustives ont vu plus de 16,92 % de leur superficie se transformer en Champs/Jachères (Tableau 2).

Tableau 2  
Matrices de transition de la FCAM

1986-2000						
UOS (%)	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN	Total 1986
FD/FR	11,88	13,91	4,3	0,66	0,01	30,76
FC/SB	9,6	24,37	16,27	2,75	0,04	53,03
Sa/SA	1,47	11,81	2,51	0,42	0	16,21
<b>Total 2000</b>	<b>22,95</b>	<b>50,09</b>	<b>23,08</b>	<b>3,83</b>	<b>0,05</b>	<b>100</b>
2000-2013						
UOS (%)	FD/FR	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN	Total 2000
FD/FR	7,12	3,59	6,96	5,21	0,08	22,96
FC/SB	1,9	17,14	21,96	8,88	0,21	50,08
Sa/SA	0,33	6,94	12,25	3,48	0,07	23,07
CH/JA	0,09	1,02	1,4	1,28	0,04	3,83
AG/SN	0	0,01	0	0,01	0,03	0,05
<b>Total 2013</b>	<b>9,44</b>	<b>28,7</b>	<b>42,57</b>	<b>18,85</b>	<b>0,44</b>	<b>100</b>
2013-2021						
UOS (%)	FD/FG	FC/SB	Sa/SA	CH/JA	AG/SN	Total 2013
FD/FR	4,14	3,3	0,76	1,19	0,06	9,45
FC/SB	0,3	3,06	15,78	9,18	0,38	28,69
Sa/SA	0,75	6,98	17,19	16,92	0,73	42,57
CH/JA	0,52	3,68	3,18	10,57	0,9	18,85
AG/SN	0,01	0,04	0,03	0,23	0,12	0,44
<b>Total 2021</b>	<b>5,72</b>	<b>17,07</b>	<b>36,92</b>	<b>38,1</b>	<b>2,19</b>	<b>100</b>

UOS = Unité d'occupation spatiale, FD/FR = Forêts denses/ Forêts riveraines, FC/SB = Forêts claires/Savanes boisées, Sa/SA = Savanes arborées/Savanes arborées, CH/JA = Champs/Jachères, AG/SN = Agglomérations/Sols nus

La matrice de transition révèle également qu'entre 1986 et 2000, plus de 38,76 % des superficies sont restées stables et n'ont pas subi de modifications avec un gain de

22,89 %. Les pertes sont estimées à 38,36 %. Entre 2000 et 2013, 37,82 % des formations végétales sont restées stables, 50,49 % ont connu des pertes et 11,70 % comme gain a été enregistré. Entre 2013 et 2021, on note une perte de 49,20 %, une stabilité de 35,07 % et un gain de 15,73 % (Figure 4).

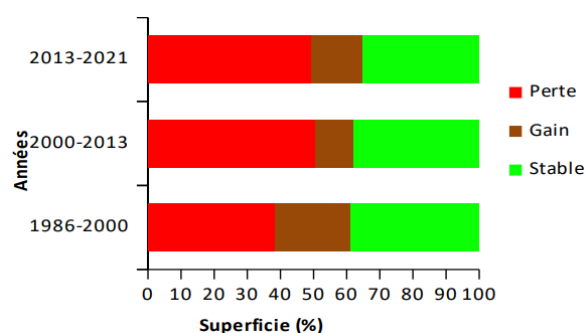


Figure 4 : Changements globaux des unités d'occupations des terres entre les différentes dates

Entre 1986 et 2000, les Forêts denses/riveraines ont conservé 1517,85 ha de leur superficie contre une perte de 2411,70 ha. Cette classe d'occupation du sol n'a pas enregistré de gain. Pour les Forêts claires/Savanes boisées, un total de 2 434,39 ha a été perdu avec une stabilité de 3112,32 ha, contre un gain de 1226,27 ha. La perte au niveau des Savanes boisées/arbustives est estimée à 53,31 ha contre un gain de 1696,92 et 320,19 ha de superficie stable (Figure 5).

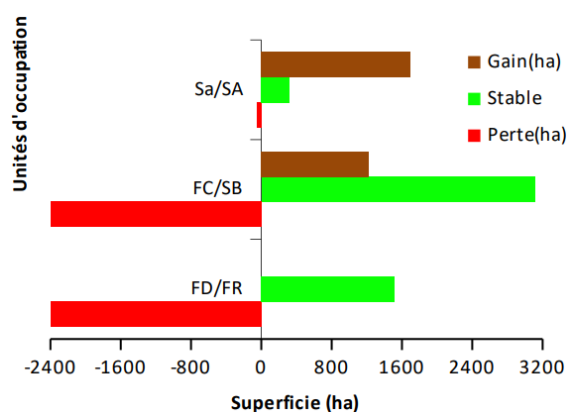


Figure 5 : Changements des unités d'occupations du sol entre 1986 et 2000

Entre 2000 et 2013, les forêts denses/riveraines ont perdu 2025,156 ha et 909,52 ha sont restées stables. Au niveau des forêts claires/savanes boisées, les pertes sont estimées à 3967,57 ha contre un gain de 242,25 ha et



une stabilité de 2190,49 ha. Les champs/Jachères ont enregistré un gain considérable de 320,91 ha avec seulement 5,22 ha de pertes. Les agglomérations et les sols nus ont réussi à conserver 3,69 ha. Quant aux savanes arbustives/arborées, ils ont conservé une superficie de 1565,82 ha avec une perte de 453,86 ha contre un gain de 929,04 ha (Figure 6).

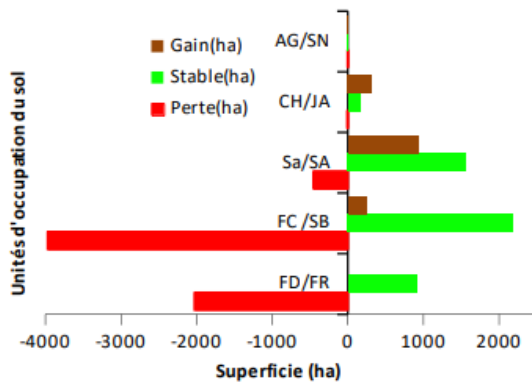


Figure 6 : Changements des unités d'occupations du sol entre 2000 et 2013

Pendant la période de 2013 et 2021, ce sont les Forêts claires/Savanes boisées qui ont connu plus de perte estimée à 3238,17 ha, un gain de 38,22 ha et une stabilité de 390,84 ha. Elles sont suivies par les Savanes arborées/arbustives. Ces derniers ont enregistré une perte de 2255,99 ha, ont enregistré un gain de 988,37 ha et une stabilité de 2196,33 ha. Les Champs/jachères ont perdu 115,11 ha, avec un gain de 943,14 ha et une stabilité de 1350,91 ha. Les Agglomérations/Sols nus ont connu un gain de 40,33 ha (Figure 7).

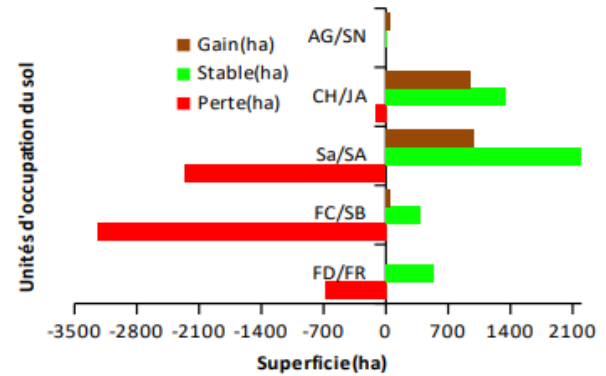


Figure 7 : Changements des unités d'occupations du sol entre 2013 et 2021

### 3.4 Dynamique de la structure spatiale et processus de transformation du paysage de la FCAM

L'aperçu global des indices de perturbation, de dominance, des taches et de la dimension fractale montre une tendance globale à l'anthropisation. On observe une réduction continue de l'étendue totale des Forêts denses/riveraines et une augmentation continue de l'étendue totale des Agglomérations/Sols nus. Une tendance générale à l'augmentation du nombre des taches dans la classe des forêts denses de 2000 à 2013 est également observée dans le paysage. Cependant, le nombre de taches des forêts denses a diminué de 1986 à 2000 et de 2013 à 2021. De 1986 à 2021, on observe généralement une simplification des formes des taches dans les forêts denses et les forêts riveraines. Par conséquent, il y a deux périodes majeures de simplification qui traduisent l'anthropisation du paysage : la première va de 2000 à 2013 et la deuxième va de 2013 à 2021. L'unique période marquée par une simplification significative des formes des taches des Forêts denses/riveraines va de 2013 à 2021.

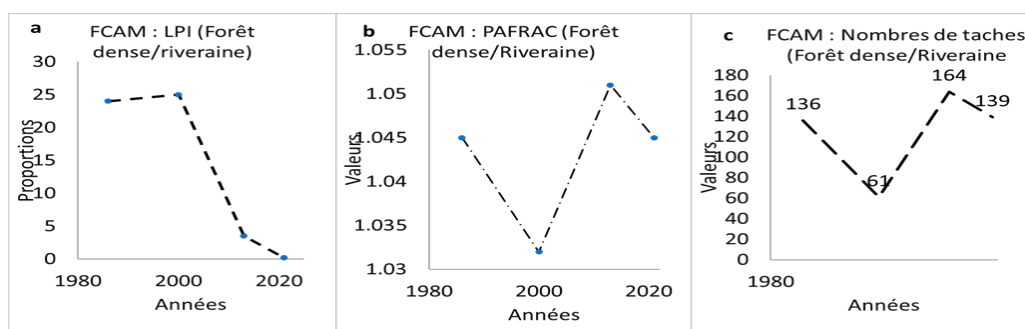


Figure 8 : Indices de la structure spatiale du paysage de la FCAM

L'analyse du tableau 3 indique que le paysage de la FCAM a connu trois (3) processus de transformation dont un positif et deux négatifs qui expliquent les transformations observées dans les classes d'occupation du sol. En effet, les Champs/Jachères pendant la diachronie (1986-2021) sont dominés par la création des nouvelles taches, alors que les Forêts claires/Savanes arborées connaissent une dissection. La période de 1986-2000 et celle de 2013-2021 a révélé une agrégation des classes forestières alors que les classes anthropiques (bâtis et sols nus) connaissent une agrégation des taches dans la dernière diachronie. Ainsi la diachronie (2000 à 2013) marque également une empreinte humaine par la dissection des classes forestières et la création des nouvelles taches des Savanes arborées/arbustives, Champs/Jachères et des Agglomérations/Sols nus.

Tableau 3  
Processus de transformation spatiale dans la FCAM

	1986-2000	2000-2013	2013-2021
Forêt dense/riveraine	A	D	A
Forêt claire/Savane boisée	D	D	D
Savane arborée/Arbustive	D	D	C
Champs et jachères	C	C	C
Bâtis et sol nus	C	C	A

Avec D : dissection ; C : création ; A : agrégation.

#### 4. Discussion

L'approche cartographique de l'occupation des sols en utilisant les classifications d'images satellitaires Landsat combinées à une vérité terrain ont été hautement appréciables [16, 21]. Khorram *et al.* [22] et Pham *et al.* [23] ont obtenu lors de leurs études de faibles valeurs d'exactitude des classifications respectivement de 61 % et 51 %. Cette différence serait due à la non-collecte des points de contrôle sur le terrain en vue des vérifications et de la validation des cartes pré-classifiées. Ceci confirme l'importance de la connaissance du milieu et celui de l'acquisition des données auxiliaires pour l'amélioration de la qualité des traitements d'images. Ces résultats sont semblables à ceux obtenus par Rachdi *et al.* [24] lors de la recherche sur l'apport de la télédétection et des systèmes d'information géographiques (SIG) pour l'évaluation des mares temporaires dans la province de Benslimane au Maroc. La précision de la classification devient

faible lorsque les unités cartographiques sont plus petites qu'un pixel et difficiles à détecter [25].

Les classifications menées ont permis de distinguer des formations mixtes (Champs/Jachères et Agglomérations/Sols nus) qui pourraient présenter une certaine confusion en raison des réponses spectrales proches [26]. Les différentes cartes d'occupation du sol obtenues montrent l'ampleur de la régression des formations naturelles. De plus la matrice de transition élaborée entre les classes d'occupation du sol montre une forte dynamique de régression des écosystèmes forestiers boisés (forêts denses et forêts claires). Cette régression est due à la conversion des Forêts denses/riveraines et Forêts claires/Savanes boisées en Savanes arborées/arbustives et Champs/Jachères et Agglomérations/Sols nus. Cette dynamique de la dédensification du couvert végétal observé pourrait s'expliquer essentiellement par le fort degré d'anthropisation. La forte anthropisation de la FCAM pourrait remonter aux années 1990 où la majorité des aires protégées du Togo ont été envahies suite aux troubles sociopolitiques. Ceci a été relevé au niveau de la majorité des études sur les aires protégées du Togo [6, 9, 10, 27]. Comparativement aux autres travaux au Togo et dans la sous-région [10, 17], l'anthropisation au sein de ladite forêt classée demeure assez élevée, en particulier entre 2013 et 2021. Au Bénin, les travaux de Dossa *et al.* [28] dans la forêt classée de Pénésoulou est de 0,01 %. Ces résultats sont similaires aux travaux de Ahononga *et al.* [29] qui a rapporté des taux de régression forestières de 0,27 à 2,77% dans les écosystèmes du domaine soudanien au Bénin entre 1995 et 2015.

Dans cette étude, les indices caractérisant la fragmentation ont été utilisés. Elle est un des processus responsables de la dynamique spatiale du paysage [30]. L'action de l'homme conduit à l'anthropisation du paysage dans lesquels les caractéristiques artificielles dominant et les types de parcelles naturelles sont souvent réduits à un modèle dispersé [31]. L'indice de perturbation indique une dominance des classes anthropiques quand il est supérieur à 1 et une dominance des classes naturelles s'il est inférieur à 1 [32]. Les conséquences de la fragmentation sont une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches [33]. De plus, la domination la fragmentation suppose la diminution de la taille des

taches vers de petites taches de tailles similaires [34]. L'existence d'une corrélation entre ces indices, même si cela implique une répétition de l'information, constitue un important argument pour démontrer que les observations ne sont pas dues au hasard [34].

Les résultats montrent que les surfaces agricoles de la FCAM ont connu une augmentation de 1986 à 2021. En effet, elles sont passées de 3,83 % à 38 % tandis que, les espaces Forêts denses/riveraines ont enregistré une diminution de leurs surfaces. Elles sont passées de 30,76 % en 1986 à 17,04 % en 2021. La forte augmentation de la densité de la population (augmentation des agglomérations dans et autour de la FCAM) ainsi que les activités de feu de végétation, d'agricultures sur brûlis et d'abatage anarchique des arbres justifieraient ces résultats. Cela suggère une demande de plus en plus accrue de terres fertiles par la population locale. Le taux de conversion montre une forte anthropisation de ces écosystèmes marquée par l'expansion des champs et de jachères. Ces résultats sont comparables à ceux rapportés dans la zone soudanienne au nord du Bénin [35-37] montrant une régression continue des forêts et des savanes au faveur des champs-jachères et des agglomérations. Cette situation est la conséquence de plusieurs facteurs anthropiques dont le raccourcissement de la durée de la jachère, l'explosion démographique et le développement important des cultures de rentes [38, 39]. Toutes ces transformations perturbent les conditions climatiques qui déterminent les processus écologiques de succession de la végétation. Il est démontré que les populations rurales sont fortement tributaires des ressources phytogénétiques présentes dans leurs environnements immédiats [5, 40, 41]. Par conséquent, l'ampleur de la perte du couvert végétal de la FCAM pourrait impacter la régulation du climat tout en perturbant les conditions socio-économiques de la population rurale qui en dépend directement.

Salomon *et al.* [42] ont démontré que les espaces forestiers naturels en Afrique sont de plus en plus dégradés. La dissection est observée dans la FCAM dans les classes des Forêts denses/riveraines et Forêts claires/Savanes boisées. Barima *et al.* [25] ont observé une suppression des forêts entre 1986 et 2000 tandis que Bogaert *et al.* [31] ont identifié une fragmentation des forêts entre 1999 et 2005 respectivement dans la zone de transition forêts-savanes ivoiriennes et dans la forêt

d'Arivonimamo à Madagascar. Les résultats obtenus pourraient permettre de confirmer l'hypothèse selon laquelle la FCAM connaît une diminution des proportions forestières d'une diachronie à une autre. En effet, l'analyse des processus écologiques renseigne que la classe Forêts denses/riveraines et Forêts claires/Savanes boisées ont connu une dissection, expliquant ainsi l'augmentation du nombre de taches. Par contre, les classes anthropiques ont connu des créations comme processus de transformation spatiale entre 1986 et 2021. La suppression est le processus le plus prépondérant observé dans les régions forestières africaines [34].

On observe dans la FCAM une déforestation totale qualifiée de plus haute [43] entre 1986 et 2021 (3,25 %). Cette forte déforestation est imputable à l'extension des bâtis, champs et jachères qui expliquent des changements observés entre 2013 et 2021. Ce taux de dégradation de la FCAM au cours de la dernière décennie est plus supérieur à celui de la déforestation globale du pays [44].

## 5. Conclusion

L'étude de la végétation de la FCAM sur 31 ans a révélé des changements dans l'occupation du sol. Le paysage a été profondément modifié par ces changements. La dynamique de l'occupation du sol se manifeste par une régression des espaces naturels. Les résultats confirment que le paysage de la FCAM est en pleine dédensification du couvert végétal. L'agrégation, la dissection et la création des taches sont principales transformations spatiales dominantes du paysage. La régression du couvert forestier et à l'expansion des espaces anthropisés sont les principales causes de ces transformations. La biodiversité animale et végétale se trouve donc en danger dans cette aire protégée. Cette situation doit donc interpeller les décideurs et gages de protection quant au maintien durable de ces écosystèmes.

## Remerciements

Nos vifs remerciements à l'équipe technique du Laboratoire de Botanique et Ecologie Végétale (LBEV) de l'Université de Lomé (Togo), à l'École Régionale Post-Universitaire d'Aménagement et gestion Intégré

des Forêts et Territoires tropicaux (ERAIFT), au Ministère chargé de l'environnement. L'implication du Directeur Régional de l'Environnement de la Région des Plateaux et du conservateur de la Forêt Classée d'Amou-Mono a facilité la collecte des données.

## Références

1. Pramova E., Locatelli B., Djoudi H. & Somorin O., (2012). Le rôle des forêts et des arbres dans l'adaptation sociale à la variabilité et au changement climatiques. *Brief*, 2(14). <http://hal.cirad.fr/cirad-00937157>
2. Madzous I., Ludovic G., Kamgang S.A., Mokpidie D. & Doumenge C., (2021). Les aires protégées : un atout majeur pour la lutte contre les changements climatiques. In Aires protégées d'Afrique centrale. 356-397.
3. Koumantiga D., Wala K., Akpavi S., Diwediga B., Batawila K. & Akpagana K., (2021). Écotourisme et aires protégées: L'histoire, un potentiel latent pour le complexe OKM (Togo, Afrique). *Pasos. Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 19 : 223-238. <https://doi.org/10.25145/j.pasos.2021.19.015>
4. Stolton S., Dudley N., Çoçalışkan B.A., Hunter D., Ivanić K.-Z., Kanga E., Kettunen M., Kumagai Y., Maxted N. & Senior J., (2018). Chapitre 6 : Valeurs et avantages des aires protégées. In Gouvernance et gestion des aires protégées. Canberra: ANU Press 1- 25.
5. Badjare B., Woegan Y.A., Folega F., Atakpama W., Wala K. & Akpagana K., (2021). Vulnérabilité des ressources ligneuses en lien avec les différentes formes d'usages au Togo : Cas du paysage des aires protégées Doungh-fosse aux lions (Région des Savanes). *Revue Agrobiologia*, 11(2) : 2552- 2565. <https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/255/11/2/173028>
6. MERF, (2020). État des lieux du système national d'aires protégées du Togo : Écosystèmes, vulnérabilités aux changements climatiques et valorisation écotouristique. In Ministère de l'Environnement et des Ressources Forestières, Lomé, Togo, 219.
7. Tchamiè T.T.K. (1996). Aires protégées du Togo : nécessité d'une redéfinition des stratégies de conservation et de protection de la faune. *Bull. Flamboyant*, 39(12-15).
8. Dimobe K., Wala K., Batawila K., Dourma M., Woegan Y.A. & Akpagana K. (2012) Analyse spatiale des différentes formes de pressions anthropiques dans la réserve de faune de l'Oti-Mandouri (Togo). *VertigO Rev. Electro. Sci. Envi.*, hors-série 14. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12423>
9. Polo-Akpisso A., Folega F., Soulemame O., Atakpama W., Coulibaly M., Wala K., Röder A., Akpagana K. & Yao T. (2018). Habitat biophysical and spatial patterns assessment within Oti-Keran- Mandouri protected area network in Togo. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 10 (5): 214-229. <https://doi.org/10.5897/IJBC2017.1139>
10. Adjonou K., Kémavo A., Fontodji J.K., Tchani W., Sodjinou F., Sebastia M.T., Kokutse A.D. & Kokou K. (2017). Vegetation dynamics patterns, biodiversity conservation and structure of forest ecosystems in the wildlife reserve of Togodo in Togo, West Africa. *International Journal of Development Research*, 7 (8): 14549-14557. <https://repositori.udl.cat/server/api/core/bitstreams/5d6dc5e3-88f5-4c81-97dc-7a2d1a9ef376/content>
11. Akodéwou A., Oszwald J., Gazull L., Akpavi S., Akpagana K., Gond V. & Saidi S. (2020). Land Use and Land Cover Dynamics Analysis of the Togodo Protected Area and Its Surroundings in Southeastern Togo, *West Africa. Sustainability*, 12 (9): 1-23. <https://doi.org/10.3390/su12135439>
12. MERF (2017). Plan d'aménagement et de gestion de l'aire protégées d'Amou-Mono. In MERF, Lomé, Togo (269).
13. Agbessi K.G.E., Fotsing E., Johnson B.D., Foussemi F., Segniagbeto G.H., Badjana H. & Tchotsoua M. (2021). Analysis of the spatial-temporal dynamics of the Missahohe classed forest in southern Togo. *IJAEB*, 06 (98-113). <https://doi.org/10.35410/IJAEB.2021.5606>
14. Kombate B., Dourma M., Folega F., Atakpama W., Wala K. & Akpagana K. (2020). Spatio-temporal dynamics and habitat fragmentation within a central region of Togo. *Agricultural Science Research Journal*, 10 (11): 291 – 305.
15. Egbelou H., Atakpama W., Folega F. & Akpagana K. (2021). Dynamique spatio-temporelle et flore de la forêt d'Aboudjokopé au Togo. *Rev. Sci. Technol., Synthèse*, 27 (2) : 37-50. Disponible sur : <https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/34/27/2/173063>
16. Kombate B., Atakpama W., Egbelou H., Ahuide K., Dourma M., Folega F., Batawila K. & Akpagana K. (2023). Dynamique de l'occupation de sol et modélisation du carbone de la Forêt Communautaire d'Alibi 1. *Annale de la Recherche Forestière en Algérie*, 12 (2) : 13-26. Disponible sur <https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/592/13/1/219326>
17. Atakpama W., Egbelou H., Yandja M., Kombate B., Afelu B., Batawila K. & Akpagana K. (2023). Vulnérabilité de la flore de la Forêt Classée de Missahohoe au feu de végétation. *Annale de la Recherche Forestière en Algérie*, 13 (1) : 37-53. Disponible sur <https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/592/13/1/219328>
18. Mezned N., Chakroun H. & Boussema M.R. (2005). Apport de la télédétection dans la gestion des géorisques : cas des incendies de forêt en milieu semi-aride tunisien. *Télétection*, 5 (1-2-3) : 197-212. Disponible sur : <https://www.academia.edu/download/31039310/20051024135740.pdf>
19. Puyravaud J.-P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecol. Manag.*, 177(1-3) : 593-596. [https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/2160/Puyravaud\\_2.pdf?sequence=1](https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/2160/Puyravaud_2.pdf?sequence=1)
20. Djaouga M., Arouna O., Zakari S., Kouta S., Moumouni Y.I., Mertens B., Imorou I.T. & Thomas O. (2021). Cartographie de la déforestation dans le département de l'Alibori (nord du Bénin) grâce aux images satellitaires SPOT. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 223 (200-216). <https://doi.org/10.52638/rfpt.2021.577>
21. Dimobe K., Goetze D., Ouedraogo A., Forkuor G., Wala K., Porembski S. & Thiombiano A. (2017). Spatio-temporal dynamics in land use and habitat fragmentation within a protected area dedicated to tourism in a Sudanian savanna of West Africa. *Journal of Landscape Ecology*, 10 (1): 75-95. <https://doi.org/10.1515/jlecol-2017-0011>
22. Khorram S., Biging G.S., Chrisman N.R., Colby D.R., Congalton R.G., Dobson J.E., Ferguson R.L., Goodchild M.F., Jensen J.R. & Mace T.H. (1999) Accuracy assessment of remote sensing-derived change detection., Bethesda (MD). Bethesda, MD: Natural Resources and the Environment, 64 p.
23. Pham T.T., Bonn F. & Dubois J.-M. (2007). Démarche méthodologique pour la détection des changements d'un milieu morcelé en utilisant des images à moyenne résolution spatiale : application à une région littorale au Viêt-Nam. *Télétection*, 7 (5): 302-323.
24. Rachdi B., Fougrach H., Hakdaoui M., Hsain M. & Badri W. (2011). Apport de la télédétection et des SIG pour l'évaluation des mares temporaires dans la province de Benslimane (Maroc). *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 11 (2): 165-174. Disponible sur . <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/159625>
25. Barima Y.S.S., Barbier N., Bamba I., Traore D., Lejoly J. & Bogaert J. (2009). Dynamique paysagère en milieu de transition

- forêt-savane ivoirienne. Bois et Forêts des Tropiques, 299 (1) : 15-25. Disponible sur : <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/download/20419/20178>
26. N'Guessan K.E., Dibi N'Dah H., Bellan M.-F. & Blasco F. (2006). Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte-d'Ivoire : Apport de la télédétection. *Télédétection*, 5 : 307-323.
27. Folega F., Dourma M., Wala K., Batawila K., Zhang C.-y., Zhao X.-h. & Akpagana K. (2012). Assessment and impact of anthropogenic disturbances in protected areas of northern Togo. *For. Stud. China*, 14(3) : 216-223. <https://doi.org/10.1007/s11632-012-0308-x>
28. Dossa L.O.S.N., Dassou G.H., Adomou A.C., Ahononga F.C. & Biauou S. (2021). Dynamique spatio-temporelle et vulnérabilité des unités d'occupation du sol de la Forêt Classée de Pénésoulou de 1995 à 2015 (Bénin, Afrique de l'Ouest). *REV. RAMRES - Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 9 (2) : 55-63. Disponible sur : <http://publication.lecames.org/index.php/svt/article/download/2247/1080>
29. Ahononga F., Gouwakinnou G.N., Biauou S.S. & Biauou S. (2021). Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au Bénin de 1995 à 2015. *Bois et Forêts des Tropiques*, 346 (35-50). <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36295>
30. Mazo I., Arouna O. & Imorou I.T. (2021). Affectation des terres et variabilité de la biomasse ligneuse au Nord-Bénin. *African Journal on Land Policy and Geospatial Sciences*, 4 (3): 391-405. <https://doi.org/10.48346/IMIST.PRSM/ajlp-gs.v4i3.22930>
31. Bogaert J. & Mahamane A. (2005). Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Ann. Sci. Agron.*, 7 (1) : 39-68. <https://doi.org/10.4314/asab.v7i1.43277>
32. Bogaert J., Vranken I. & André M. (2014). Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In *Biocultural Landscape*. 89-112. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8941-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8941-7_8)
33. O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B., Turner M.G., Zygmunt B. & Christensen S.W. (1988). Indices of landscape pattern. *Lands. Ecol.*, 1 (3) : 153-162. [https://www.academia.edu/download/49071003/Indices\\_of\\_Landscape\\_Pattern20160923-5864-pal1tk.pdf](https://www.academia.edu/download/49071003/Indices_of_Landscape_Pattern20160923-5864-pal1tk.pdf)
34. Davidson C., (1998). Issues in measuring landscape fragmentation. *Wild. Soc. Bull.*, 26(1) : 32-37. <https://www.jstor.org/stable/3783798>
35. Bamba I., Barima Y.S.S. & Bogaert J. (2010). Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en RD Congo. *Trop. Conserv. Sci.*, 3 (1) : 31-44. [https://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v3/10-03-29\\_31-44\\_bamba\\_et\\_al.pdf](https://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v3/10-03-29_31-44_bamba_et_al.pdf)
36. Mama A., Sinsin B., De Cannière C. & Bogaert J. (2013). Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicicultura* 31(1) : 78-88. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/160259/1/2013.mama.trop.pdf> [https://www.academia.edu/download/49071003/Indices\\_of\\_Landscape\\_Pattern20160923-5864-pal1tk.pdf](https://www.academia.edu/download/49071003/Indices_of_Landscape_Pattern20160923-5864-pal1tk.pdf) (Accessed on 02/10/2023)
37. Arouna O., Etene C.G. & 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 Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 108 (10543-10552). <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v108i1.7>
38. Avakoudjo J., Mama A., Toko I., Kindomihou V. & Sinsin B. (2014). Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au nord-ouest du Bénin. *IJBBS*, 8(6) : 2608-2625. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbbs.v8i6.22>
39. Kombate B., Dourma M., Folega F., Atakpama W., Wala K., Batawila K. & Akpagana K. (2022). Modélisation spatiale multifactorielle de la vulnérabilité des unités d'occupation du sol face au changement climatique dans la Région Centrale au Togo. *Rev. Écosyst. Pays.* 2 (2) : 34-52. <https://lbev-univlome.com/wp-content/uploads/2022/12/Kombate-et-al.pdf>
40. Abdou I.K., Abasse T., Massaoudou M., Rabiou H., Soumana I. & Bogaert J. (2019). Influence des Pressions Anthropiques sur la Dynamique Paysagère de la Réserve Partielle de Faune de Dosso (Niger). *IJBBS*, 13 (2) : 1094-1108. <https://dx.doi.org/10.4314/ijbbs.v13i2.41>
41. Atakpama W., Asseki E., Kpemissi Amana E., Koudegnan C., Batawila K. & Akpagana K. (2018). Importance socio-économique de la forêt communautaire d'Edouwossi-copé dans la préfecture d'Amou au Togo. *RMSAV*, 6 (1) : 55-63. [https://agrimaroc.org/index.php/Actes\\_IAPH2/article/view/540](https://agrimaroc.org/index.php/Actes_IAPH2/article/view/540)
42. Salomon W., Sikuzani Y.U., Kouakou A.T.M., Barima Y.S.S., Theodat J.M. & Bogaert J. (2021). Cartographie et quantification de la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d'Haïti de 1985 à 2018 : rôle des activités agricoles locales *IJBBS*, 15 (477-496). <https://doi.org/10.4314/ijbbs.v15i2.9>
43. Catalán J., (1991). The relationship between functional anatomy of lakes and primary production. *Oecol. Aquat.*, 10 (10): 77-94. <https://revistes.ub.edu/index.php/oecologiaaquatica/article/download/26979/28031>
44. Kombate A., Folega F., Atakpama W., Dourma M., Wala K. & Goïta K. (2022). Characterization of Land-Cover Changes and Forest-Cover Dynamics in Togo between 1985 and 2020 from Landsat Images Using Google Earth Engine. *Land*, 11 (11) : 1889. <https://doi.org/10.3390/land11111889>