

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)

Léonce Ogoubé Sourou Nounagnon DOSSA^{1*}, Gbèwonmèdéa Hospice DASSOU¹, Aristide Cossi ADOMOU¹, Fiacre Codjo AHONONGA², Sévérin BIAOU².

Résumé

Les modes d'utilisation des terres sont décisifs pour la conservation de la biodiversité et du développement durable. Au Bénin, les aires protégées sont pour la plupart dotées de plan d'aménagement pour leurs gestions durables et pour satisfaire les besoins de la population locale. Cependant, la plupart de ces aires protégées sont dans un état de dégradation poussée, dû à diverses formes d'occupations non conformes aux objectifs des plans élaborés. Au nombre de ces aires, la Forêt Classée de Pénésoulou qui, de par ses caractéristiques écologiques, mérite d'être étudié. La présente étude vise donc à analyser la dynamique et la vulnérabilité des unités d'occupation des terres de la Forêt Classée de Pénésoulou de 1995 à 2005 et de 2005 à 2015. Elle a été réalisée à travers une interprétation visuelle des images SPOT renforcée par le contrôle terrain permettant ainsi de ressortir les changements intervenus dans la couverture forestière au cours des deux périodes d'étude (1995 à 2005) et (de 2005 à 2015). Pendant la période 1995-2005, les observations réalisées révèlent une régression des champs cultivés, des jachères et des savanes arborées et arbustives au profit des plantations ou des formations forestières plus denses. Dans la même période, le taux annuel d'amélioration (4,67%) est plus élevé alors que les taux de dégradation (0,25%/an) et de reconstitution (0,05%/an) sont faibles. Au cours de la décennie 2005-2015, on note plutôt une tendance alarmante avec l'accroissement des cultures et des jachères. Cette période est marquée par un taux d'amélioration (de 0,39%/an), un taux de dégradation évoluant de 0,25% à 3,79%/an et une déforestation estimée à 0,01%/an. Il ressort de cette étude que la politique forestière doit être repensée, en vue d'une meilleure protection et d'une restauration de la forêt.

Mots clés : Occupation du sol ; dégradation ; déforestation ; vulnérabilité ; restauration.

Abstract

Land use patterns are crucial for biodiversity conservation and sustainable development. In Benin, most protected areas have management plans for their sustainable management and to meet the needs of the local population. However, most of the reserved forests are in a state of deep degradation, due to various forms of occupation not in accordance with the objectives of the plans drawn up. Among these areas, Pénésoulou Forest Reserve because of its ecological characteristics deserves to be studied. The present study therefore aims to analyze the land use units dynamics and vulnerability in Pénésoulou Forest Reserve from 1995 to 2005 and from 2005 to 2015. It was carried out through a visual interpretation of SPOT image reinforced by field monitoring which made it possible to highlight the changes in forest cover for the two periods studied (from 1995 to 2005) and (from 2005 to 2015). The results reveal that field fallow lands and shrub-tree savannas regressed while plantations or denser forest formations took over from 1995 to 2005. In the same period, the annual rate of recovering (4.67%) was high while the rate of degradation (0.25%/year) and replenishment (0.05%/year) were low. During the decade 2005-2015, there had been an alarming trend with the increase in crop land and fallows. This period showed an improvement in the covering rate (0.39%/year), the degradation rate having been increased from 0.25% to 3.79%/year and the deforestation rate having been estimated to 0.01%/year. This study shows that forest policy must be rethought, in order to improve the protection and the restoration of the forest.

Keywords : Land use; degradation; deforestation; vulnerability; destruction.

¹ Laboratoire de Botanique et Ecologie Végétale, Faculté des Sciences et Techniques, Université d'Abomey-Calavi, 01 BP 4521 Cotonou, République du Bénin.

² Laboratoire d'Écologie, de Botanique et de Biologie végétale, Université de Parakou, 03 BP 125 Parakou, République du Bénin.

* Auteur correspondant : Email : dossaleonce@gmail.com, Tél : (+229) 97 77 63 35

Adresse des auteurs :

Léonce Ogoubé Sourou Nounagnon DOSSA : dossaleonce@gmail.com

Gbèwonmèdéa Hospice DASSOU : daspice2@gmail.com

Aristide Cossi ADOMOU : adomou.a@gmail.com

Fiacre Codjo AHONONGA : boladefi@yahoo.fr

Sévérin BIAOU : sbbiaou@gmail.com

INTRODUCTION

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 (Correa *et al.*, 2016; Haddad *et al.*, 2015); 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 connaît une augmentation galopante de la population humaine ainsi que l'expansion des terres pour l'agriculture (Chidumayo et Marunda, 2010). Le changement d'occupation du sol et l'utilisation des terres qui se pratiquent en ignorant les principes d'aménagement forestier durable induisent la fragmentation des forêts (Bogaert *et al.*, 2011; Haddad *et al.*, 2015; Kouagou *et al.*, 2019). Cette fragmentation

des forêts modifie la configuration du paysage et participe à la perte de la diversité des plantes (Kouagou *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2014). En effet, au-delà de ses conséquences sur la structuration du paysage, les perturbations naturelles et anthropiques sont largement connues comme étant le moteur de réduction du couvert forestier et de la diversité des espèces dans une communauté végétale (Shrestha *et al.*, 2013). C'est dans ce sens que plusieurs études ont mis en évidence la réduction du couvert végétal en utilisant les images satellitaires (Ahononga *et al.*, 2020; Biauou *et al.*, 2019; Hassan *et al.*, 2016; Iwuji *et al.*, 2017; Mamane *et al.*, 2018; Sikuzani *et al.*, 2020; Temgoua *et al.*, 2018). Pour ces auteurs, les écosystèmes forestiers naturels ont régressé au profit des œuvres anthropiques, notamment les champs et les habitations. Dans le même courant, la (FAO & PNUE, 2020) dans leur rapport annuel ont montré que pendant la période 2010-2020, le couvert forestier a perdu une superficie de 4,74

millions d'hectares par an dont la part de l'Afrique dans la même période est la plus importante (3,94 millions d'hectares par an, soit 83,12% du taux annuel) (FAO et PNUE, 2020).

A l'instar des 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). L'économie du pays étant basée sur le secteur primaire selon l'Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (RGPH-4, 2016), les forêts subissent par conséquent 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 (Adjonou *et al.*, 2010; Sanon *et al.*, 2019) et d'occupation à but pastoral (Amahowe *et al.*, 2018). Aussi, la variabilité climatique en cours n'est-elle 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.

Parmi les forêts subissant les pressions anthropiques, figure la forêt classée de Pénésoulou (FCP) qui est située en zone guinéo-soudanienne. Pénésoulou est une région nettement plus humide et aux caractéristiques très proches de celles des régions humides du sud-Bénin tant du point de vue du climat que de la végétation.

Malheureusement, entourée par quatre grands villages dont l'activité principale est l'agriculture, la FCP est sujette à une importante pression anthropique. Afin d'inverser la tendance, cette forêt a bénéficié de l'élaboration d'un premier plan d'aménagement participatif en 1998 pour une période de dix ans. Ce plan a été élaboré avec l'appui du Projet de Restauration des Ressources Forestières dans la région de Bassila (PRRF). La mise en œuvre de ce plan d'aménagement a été effective jusqu'en 2004. Des actions d'aménagement limitées se sont poursuivies jusqu'en 2013 où la gestion de la FCP a été ensuite confiée à l'Office National du Bois (ONAB) qui a relancé le processus de gestion durable des ressources de la forêt.

Dans de pareils contextes de difficulté d'ancrage institutionnel, de pression anthropique et de particularité climatique, une analyse historique de la dynamique de l'occupation du sol permettra d'évaluer le niveau de conservation ou la mise en œuvre du plan d'aménagement du patrimoine forestier. Ceci constitue une priorité pour la réussite de la mise en place des stratégies efficaces de conservation de la diversité biologique ainsi que des actions qui maintiendraient ou établiraient un équilibre dans l'écosystème forestier. Assurément, le maintien de la biodiversité nécessite la compréhension de la dynamique de l'utilisation des terres pour mieux instaurer des stratégies de restauration des écosystèmes dégradés. 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. Cette étude vise : à analyser la dynamique

de l'occupation des terres et à faire ressortir le niveau de vulnérabilité des différentes unités d'occupation du sol.

MATERIEL ET METHODES

MILIEU D'ÉTUDE

Cette étude s'est focalisée sur la forêt classée de Pénésoulou (5.559 ha) située au centre-Bénin entre 9°14' et 9°19' de latitude Nord et entre 1°30' et 1°38' de longitude Est (Figure 1), dans la commune de Bassila (Département de la Donga). Elle se situe dans la zone de transition guinéo-soudanienne et dans le district phytogéographique de Bassila qui est essentiellement constitué de forêts denses semi-décidues, de savanes boisées et de forêts ripicoles (Adomou, 2005). Ce district, nettement plus humide (1100 à 1300 mm de pluie) que ceux environnants, a des caractéristiques très proches de celles des régions humides du sud-Bénin, tant du point de vue du climat que de la végétation (Adomou, 2005). Le climat est caractérisé par deux saisons qui s'alternent entre une saison de pluie couvrant la période de la mi-avril à la mi-octobre et une saison sèche s'étalant de la mi-octobre à la mi-avril. Les sols sont en majorité de types ferrugineux tropicaux. Mais on y rencontre aussi des sols hydromorphes dans les dépressions et des sols ferralitiques par endroits. Pour la reconstitution du couvert végétal, les projets et les autres structures de gestion ont installé des plantations forestières de *Tectona grandis*, de *Gmelina arborea* et de *Anacardium occidentale*.

La plupart des grands mammifères ont disparu de la région, du fait de la chasse illégale qui est pratiquée en toute période de l'année. La région est occupée par une multitude de groupes ethniques notamment les Anii, les Nagot, les Kotokoli, les Peulh, les Otammari et les Lokpa. Les zones riveraines de la réserve forestière sont caractérisées par la prédominance d'exploitations agricoles. L'agriculture la principale activité des populations est de type extensif avec une dominance des cultures de l'igname et du coton.

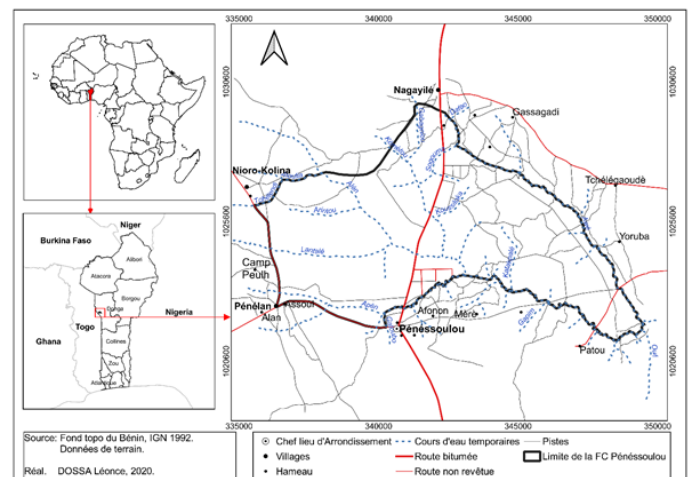


Figure 1 : Situation géographique de la forêt classée de Pénésoulou.

Collecte de données

Les données essentielles utilisées sont constituées d'images et de données auxiliaires. Les images satellitaires SPOT (Pivot 1995, 2005 et 2015), couvrant la forêt classée (Tableau 1), sont celles acquises auprès du Projet d'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO) (www.osfaco.org). Les images satellites réalisées en saison sèche ont été retenues afin de favoriser la discrimination des unités d'occupation du sol. Les données auxiliaires sont

constituées des cartes topographique du Bénin (1/50 000^e), du réseau routier, du réseau hydrographique et de délimitation des forêts classées. Une mission de contrôle-terrain a été effectuée de Novembre à Décembre 2019 dans les différentes unités d'occupation du sol aux fins de vérification terrain. Elle a porté sur 150 points qui ont été enregistrés avec le GPS Garmin 78. Le logiciel Google Earth Pro a été utilisé pour faciliter la discrimination et l'interprétation visuelle des unités d'occupation du sol des images.

Tableau 1 : Description des données satellitaires utilisées

Année	Images	Résolution spatiale
1995	SPOT3-HRVIR1-XS_19950203-102931-404_L1C_062-332-0_D_V1-0_PYR_ALL	20 m
	SPOT3-HRVIR1-XS_19951208-102456-076_L1C_061-331-0_D_V1-0_PYR_ALL	20 m
	SPOT4-HRVIR1-XS_20050421-101525-330_L1C_062-331-0_D_V1-0_PYR_ALL	20 m
2005	SPOT4-HRVIR1-XS_20051216-101744-473_L1C_062-332-0_D_V1-0_PYR_ALL	20 m
	IMG_SPOT6_MS_201512090957539_SEN_1948944101_OR_T_20170322	6 m

Traitement des images satellitaires

Pour le pré-traitement, toutes les images avaient déjà fait l'objet de corrections radiométrique et géométrique par le fournisseur, dans le référentiel UTM-31 WGS-84 Nord. Pour homogénéiser la taille de pixels à 6 m de résolution, un ré-échantillonnage a été appliqué avant l'acquisition des images. Ces opérations ont été réalisées afin d'augmenter la lisibilité des images, de faciliter leur interprétation et pour permettre l'assemblage d'images d'une même région (Biaou *et al.*, 2019 ; Ahononga *et al.*, 2020). Les outils d'extraction et de mosaïque (ou d'assemblage) des images ont été appliqués.

L'interprétation visuelle a été effectuée grâce à l'approche de la photo-interprétation des images sous le logiciel QGIS remote sensing. Pour faciliter les extractions et la stratification homogène des unités d'occupation du sol, une composition colorée fausse couleur associant le canal 3 pour l'infrarouge, le 2 pour le rouge et le canal 1 pour le vert, au système d'affichage Rouge, Vert et Bleu, a été appliquée (Figure 2). La composition colorée et les points de contrôle-terrain et le fond d'image Google Earth ont servi de base pour l'interprétation des images de 2015. La limitation des unités d'occupation a été facilitée par la signature spectrale des principaux objets terrestres (couleur, ton, structure, texture, forme et localisation). Les images de 2005 ont été ensuite interprétées en se servant de celle de 2015 et du fond d'image d'archive de Google Earth de l'année 2005. Les images de 1995 ont été interprétées sur la base de celles de 2005 et du fond d'image d'archive de Google Earth de l'année 1995.

La validation des images interprétées a nécessité un contrôle-terrain. Cette opération a consisté à collecter les données sur des unités thématiques à interpréter. Les zones à vérifier ont été identifiées sur les images à l'aide de leurs coordonnées géographiques enregistrées dans le GPS (150 points). Les coordonnées intégrées ont servi après vérification des éléments non précis, à apporter des corrections actualisant la toponymie (Ahononga *et al.*, 2020). Cette opération de

vérification ne concerne que l'interprétation des images de 2015. A cet effet, un échantillon de 150 points collectés dans les différentes unités d'occupation des terres ont permis d'évaluer la précision globale et de calculer le coefficient de Kappa suite à la réalisation de la matrice de confusion. Ce contrôle-terrain a été effectué pendant la période comprise entre novembre et décembre 2019. En ce qui concerne celles de 2005 et de 1995, elles ont été validées grâce sur la base des images archives de Google Earth. Pour affiner l'interprétation des images, les observations et les suggestions des populations et des personnes ressources ont été prises en compte.

Les différentes unités d'occupation du sol ont été définies et cartographiées conformément à la nomenclature du Projet OSFACO, décrite par Ahononga *et al.*, 2021.

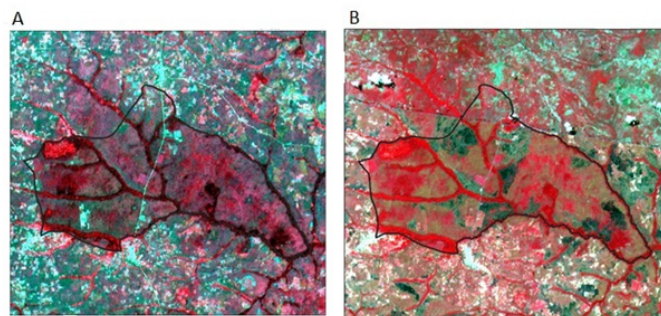


Figure 2: Compositions colorées et le mosaïquage des images SPOT 1995 (A) et de 2005 (B)

Analyse de la dynamique de l'occupation du sol

L'analyse des changements spatiaux a été mise en évidence par croisement deux à deux des cartes d'occupation du sol. Ce croisement a permis d'obtenir la matrice de transition pour les périodes 1995-2005 et 2005-2015, grâce au module Analysis Tools d'ArcGIS. La comparaison des cartes d'occupation du sol pour trois années (1995, 2005 et 2015) a permis de faire ressortir les modifications en termes de gain, de perte ou de stabilité selon le cas de chaque unité d'occupation du sol. L'évaluation de l'évolution des unités d'occupation du sol a été effectuée par le calcul du taux d'évolution (Tv) utilisé par Coulibaly *et al.* (2016) et Ahononga *et al.* (2020).

$$Tv (\%) = \left(\frac{S2}{S1} - 1 \right) \times 100$$

avec S1 la superficie de l'unité d'occupation du sol à l'année 1 et S2 la superficie de l'unité d'occupation du sol à l'année 2

Lorsque Tv (%) est négatif, il s'agit d'une régression de l'unité d'occupation du sol de l'année 1 à 2, dans le cas contraire un taux positif; implique une augmentation de l'unité d'occupation du sol de l'année 1 à 2 et au cas où le taux est nul, on parle de stabilité de l'unité d'occupation du sol de l'année 1 à 2.

Analyse des catégories de changement au sein de la FCP

Pour évaluer la dégradation et la déforestation au sein de la forêt classée, des regroupements basés sur la matrice de transition des unités d'occupation du sol ont été effectués. Ces regroupements inspirés de Wasseige *et al.* (2009), permettent d'interpréter les différents types de changement. Ainsi la dégradation est considérée comme une diminution de la densité des formations forestières naturelles; tandis que la déforestation est associée à une conversion des formations forestières naturelles en plantations et autres formations non forestières ; en revanche l'amélioration c'est l'augmentation de la superficie des formations forestières naturelles; par

contre la reconstitution naturelle correspond à la conversion des plantations et autres formations non forestières en formations forestières naturelles. A partir de ces regroupements, le taux global de déforestation, de dégradation, de reconstitution et d'amélioration est calculé par la formule de Wasseige *et al.* (2009) utilisée par Tchatchou *et al.* (2015) et Ahononga *et al.* (2020). Le taux annuel de déforestation, de dégradation, de reconstitution et d'amélioration a été obtenu respectivement en divisant le taux de déforestation, de dégradation, de reconstitution et d'amélioration par le nombre d'années d'étude.

Le taux global de déforestation $T(Def)$ a été calculé par la formule suivante

$$T(Def) = \frac{Def}{S1} \times 100$$

Def est la déforestation brute et $S1$ représente la superficie des formations forestières naturelles (FFN) de l'année t_1

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

$$T(Dg) = \frac{Dg}{S1} \times 100$$

Dg est la dégradation brute et $S1$ représente la superficie des formations forestières naturelles (FFN) de l'année t_1

Le taux global de reconstitution $T(Rec)$ a été calculé par la formule suivante :

$$T(Rec) = \frac{Rec}{S1} \times 100$$

Rec est la superficie de reconstitution brute et $S1$ représente la superficie des formations forestières non naturelles (FNN) de l'année t_1

Le taux global d'amélioration $T(Am)$ a été calculé par la formule suivante :

$$T(Am) = \frac{Am}{S1} \times 100$$

Am est la superficie d'amélioration brute et $S1$ représente la superficie des formations forestières non naturelles (FNN) de l'année t_1

Analyse de la vulnérabilité des unités d'occupation du sol

La matrice de transition a permis de calculer la superficie perdue ou gagnée par chaque classe d'occupation du sol. La statistique de perte ou de gain a été utilisée pour analyser la vulnérabilité au changement de chaque unité d'occupation du sol. Cette vulnérabilité a été respectivement calculée à l'aide du ratio Gain/Stabilité ($G_s = g/s$), le ratio Perte/Stabilité ($P_s = p/s$) et le ratio Changement Net/Stabilité ($N_s = G_s - P_s$) (Ahononga *et al.*, 2020 ; Biauou *et al.*, 2019). La valeur des différents ratios a permis de réaliser les histogrammes. La valeur négative de N_s suggère que la classe d'occupation du sol présente une forte probabilité de perdre des superficies (Ahononga *et al.*, 2020).

RÉSULTATS

Évaluation de l'exactitude de l'interprétation visuelle

La validation de ces images réalisée à partir du calcul de l'indice de Kappa et de la matrice de confusion montre que le traitement de ces images a une discrimination significative bien qu'il existe une certaine confusion pour les classes définies. La précision globale de l'image de 1995 est de

96% avec un indice de Kappa de 0,93 (Tableau 2). En ce qui concerne les images de 2005 et 2015, les précisions globales sont respectivement de 96% et 97% avec un indice de Kappa respectif de 0,94 et 0,96 (Tableaux 3 et 4). Ces valeurs de l'indice de Kappa traduisent un accord presque parfait de la qualité de l'interprétation des images. Les différentes unités d'occupation du sol ont obtenu de meilleurs taux de précision (Tableaux 2, 3 et 4).

Tableau 2 : Matrice de confusion des images SPOT de 1995.

INTERPRÉTATION VISUELLE 1995											
Référence terrain	FD	FGFR	FCSB	SASa	PTFR	CJ	PTFT	HA	TOTAL	PU (%)	Co (%)
FD	18	1	1	0	0	0	0	0	20	90	10
FGFR	0	16	1	0	0	0	0	0	17	94	6
FCSB	1	0	12	1	0	0	0	0	14	86	14
SASa	0	0	0	91	0	0	0	0	91	100	0
PTFR	0	0	0	0	1	0	0	0	1	100	0
CJ	0	0	0	1	0	3	0	0	4	75	25
PTFT	0	0	0	0	0	0	1	0	1	100	0
HA	0	0	0	0	0	0	0	1	1	100	0
TOTAL	19	17	14	93	1	3	1	1	150	0	0
PP (%)	95	94	86	98	100	100	100	100			
Om (%)	5	6	14	2	0	0	0	0			

PG (%) : 96 ; Indice de Kappa : 0,93

FD: Forêt dense semi-décidue, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat, PG: Précision Globale, Om: Omission, Co: Contamination, PP: Précision du producteur, PU: Précision de l'utilisateur

Tableau 3: Matrice de confusion des images SPOT de 2005.

INTERPRÉTATION VISUELLE 2005											
Référence terrain	FD	FGFR	FCSB	SASa	PTFR	CJ	PTFT	HA	TOTAL	PU (%)	Co (%)
FD	35	0	1	0	0	0	0	0	36	97	3
FGFR	1	18	0	0	0	0	0	0	19	95	5
FCSB	0	0	35	1	0	0	0	0	36	97	3
SASa	0	0	1	51	0	0	0	0	52	98	2
PTFR	0	0	0	1	2	0	0	0	3	66	33
CJ	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
PTFT	0	0	0	0	1	0	1	0	2	50	50
HA	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
TOTAL	36	18	37	53	3	1	1	1	150		
PP (%)	97	1	95	96	67	1	1	1			
Om (%)	3	0	5	4	33	0	0	0			

PG (%) : 96 ; Indice de Kappa : 0,94

FD: Forêt dense semi-décidue, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat, PG: Précision Globale, Om: Omission, Co: Contamination, PP: Précision du producteur, PU: Précision de l'utilisateur

Tableau 4 : Matrice de confusion des images SPOT de 2015.

INTERPRÉTATION VISUELLE 2015											
Référence terrain	FD	FGFR	FCSB	SASa	PTFR	CJ	PTFT	HA	TOTAL	PU (%)	Co (%)
FD	10	1	0	0	0	0	0	0	11	91	9
FGFR	1	17	0	0	0	0	0	0	18	95	5
FCSB	0	0	35	1	0	0	0	0	36	97	3
SASa	0	0	1	69	0	0	0	0	70	98	2
PTFR	0	0	0	0	6	0	0	0	6	1	0
CJ	0	0	0	1	0	4	0	0	5	80	20
PTFT	0	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0
HA	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
TOTAL	11	18	36	71	6	4	3	1	150		
PP (%)	91	94	97	97	1	1	1	1			
Om (%)	9	6	3	3	0	0	0	0			

Précision globale : 97 ; Indice de Kappa : 0,96

FD: Forêt dense semi-décidue, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat, PG: Précision Globale, Om: Omission, Co: Contamination, PP: Précision du producteur, PU: Précision de l'utilisateur

Etat de référence des unités d'occupations du sol

L'interprétation des images a permis d'identifier huit catégories d'occupation de sol à savoir les forêts denses semi-décidues, les forêts galeries, les forêts claires, les savanes boisées, les savanes arborées et arbustives, les plantations fruitières, les plantations forestières, les cultures et les jachères ainsi que les habitations. Les matrices de transitions des occupations du sol de 1995 à 2005 et de 2005 à 2015 sont présentées respectivement à travers les Tableaux 5 et 6. En 1995, les écosystèmes étaient dominés par les savanes arborées et arbustives ainsi que par les forêts denses semi-décidues qui occupaient près de 75% de la superficie de la forêt classée (Tableau 5). En 2005, les forêts denses semi-décidues, les forêts claires et les savanes boisées ainsi que les savanes arborées et arbustives occupent plus de 87%

de la FCP (Tableau 5). Par contre en 2015, on note un retour à la prédominance des savanes arborées et arbustives ainsi que les forêts denses semi-décidues qui occupent ensemble moins de 75% de la superficie de la forêt (Tableau 6).

Tableau 5 : Matrice de transition de l'occupation du sol de 1995 à 2005

OCCUPATION DU SOL 1995	OCCUPATION DU SOL 2005								TOTAL 1995	Perte
	FD	FGFR	FCSB	SASa	PTFR	PTFT	CJ	HA		
FD	727	0	0	0	0	0	0	0	727	0
FGFR	378	0	133	0	21	0	0	0	532	532
FCSB	0	618	5	0	0	0	0	0	623	618
SASa	233	53	1231	1976	0	8	0	0	3501	1525
PTFR	0	0	10	0	45	0	0	0	55	10
PTFT	0	0	0	0	0	7	0	0	7	0
CJ	0	0	16	11	50	0	34	0	111	77
HA	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0
TOTAL 2005	1337	671	1395	1987	117	15	34	3	5559	
Gain	611	671	1390	11	71	8	0	0		

FD: Forêts denses semi-décidues, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat.

Tableau 6 : Matrice de transition de l'occupation du sol de 2005 à 2015.

OCCUPATION DU SOL 2005	OCCUPATION DU SOL 2015								TOTAL 2005	Perte
	FD	FGFR	FCSB	SASa	PTFR	PTFT	CJ	HA		
FD	419	0	896	22	0	0	0	0	1337	918
FGFR	0	679	0	0	0	1	0	0	680	1
FCSB	1	0	246	1128	6	8	6	0	1395	1149
SASa	0	0	208	1472	109	74	123	0	1987	515
PTFR	0	0	0	0	117	0	0	0	117	0
PTFT	0	0	0	0	0	15	0	0	15	0
CJ	0	0	0	0	0	13	12	0	26	14
HA	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0
TOTAL 2015	420	679	1350	2622	233	112	142	3	5559	
Gain	1	0	1104	1151	116	97	130	0		

FD: Forêts denses semi-décidues, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Champs et jachère, HA: Habitat.

Conversion et vulnérabilité des unités d'occupation du sol de 1995 à 2015

Le niveau de vulnérabilité et de conversion des unités d'occupation du sol étaient fonction de la période. L'analyse des statistiques et des cartes montrent qu'entre 1995 et 2005 (Figures 3 et 4), les superficies des champs et des jachères (-68,75%) et celles des savanes arborées et arbustives (-43,24%) ont connu une forte régression au profit des plantations forestières (112,72%), des plantations fruitières (114,28%) et des formations forestières naturelles dont les forêts claires, les savanes boisées, les forêts denses semi-décidues (83,91%), ainsi que les forêts galeries (27,82%) (Figure 6). De façon générale les savanes arborées et arbustives ont été les plus vulnérables (Ns négatif), accompagnées de la disparition d'une grande superficie des champs et des jachères (Figure 7a). Les plantations forestières et fruitières, les forêts claires et les forêts denses semi-décidues ont connu un gain de leur superficie, largement supérieur aux pertes (Figure 7a).

Par contre, la période de 2005 à 2015 (Figure 4 et 5) est marquée par une importante diminution de la superficie des forêts denses semi-décidues (-68,58%). En revanche, on note des progressions au niveau des superficies des champs et des jachères (446,15%), des plantations forestières (646,66%), des plantations fruitières (99,14%) et des savanes arborées et arbustives (31,96%) (Figure 5). Ces formations ont connu un taux de gain supérieur aux pertes (Figure 7b). Par contre, les forêts denses semi-décidues ont été les plus vulnérables à la perte de superficie (Figure 7b).

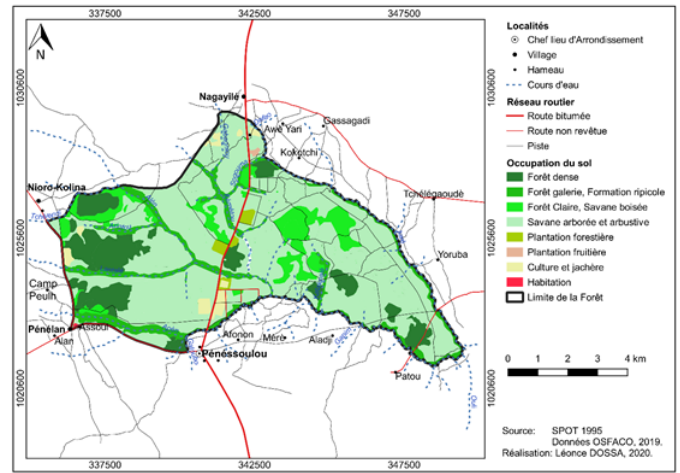


Figure 3 : État d'occupation du sol dans la forêt classée de Pénessoulou en 1995.

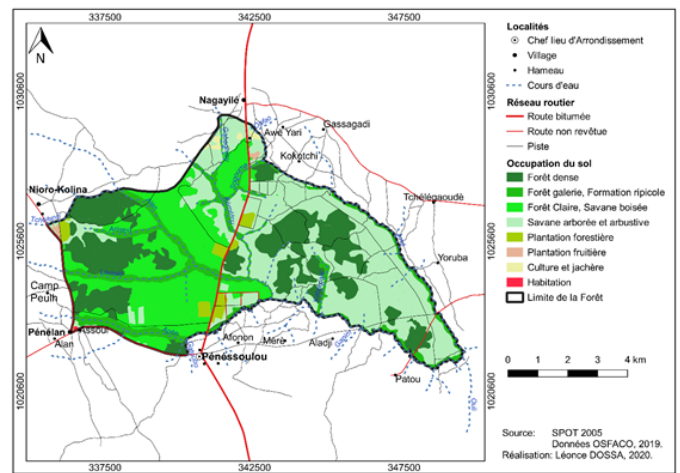


Figure 4 : État d'occupation du sol dans la forêt classée de Pénessoulou en 2005.

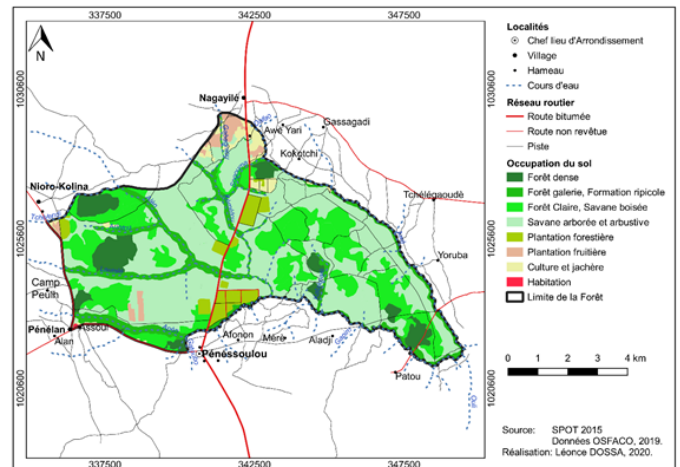
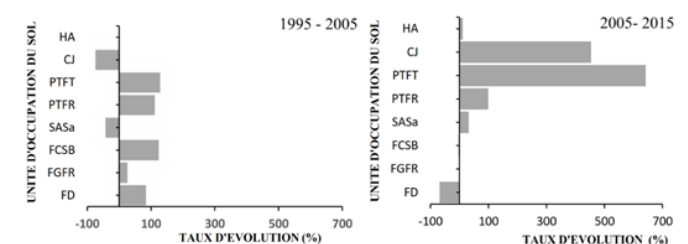
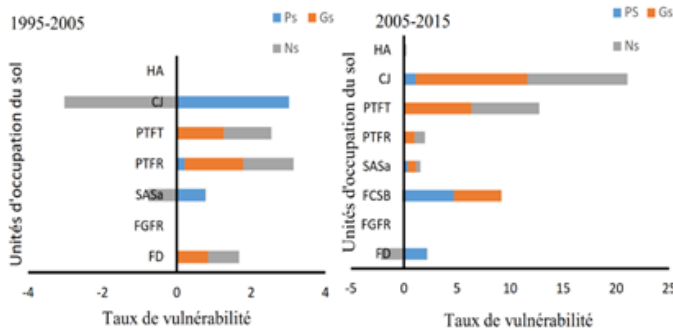


Figure 5 : État d'occupation du sol dans la forêt classée de Pénessoulou en 2015.



FD: Forêts denses semi-décidues, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa: Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat

Figure 6 : Taux d'évolution des unités d'occupation du sol de 1995 à 2005 et de 2005 à 2015.



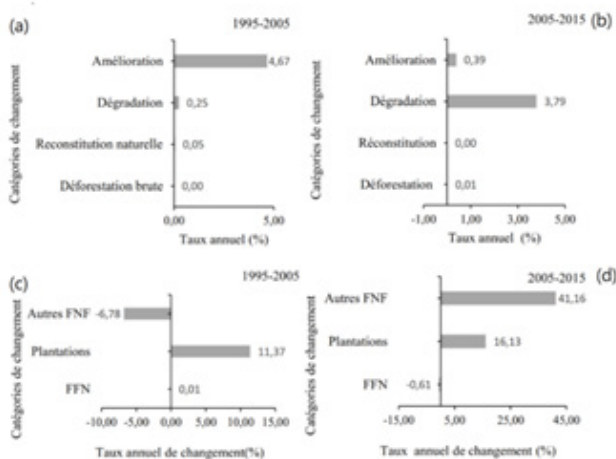
Ps : Perte relative à la stabilité ; Gs : Gain relatif à la stabilité ; Ns : Changement net relatif à la stabilité ou vulnérabilité

FD: Forêts denses semi-décidues, FGFR: Forêt galerie, FCSB: Forêt claire et savane boisée, SASa : Savane arborée et arbustive, PTFR: Plantation forestière, PTFT: Plantation fruitière, CJ: Culture et jachère, HA: Habitat

Figure 7: Vulnérabilité des occupations du sol de 1995 à 2015.

Déforestation et dégradation des formations forestières

Au cours de la période 1995-2005, les formations forestières naturelles et les plantations ont connu un accroissement annuel variable de leur superficie à savoir respectivement +0,01% et +11,37%/an alors que les formations non forestières (-6,78%) ont connu une régression de leur superficie (Figure 8c). Les taux de déforestation (0,00%) et de dégradation (0,25 %) restent très faibles pendant cette période et il y a une amélioration des écosystèmes naturels de la forêt classée (4,67%) (Figure 8a). Par contre, on note une augmentation du taux de déforestation (Figure 9) (0,01%) au cours de la période 2005-2015 (Figure 8b). Les formations forestières naturelles (-0,61%) ont connu un taux annuel régressif de leurs superficies. Par contre, les formations non forestières et les plantations ont connu une augmentation significative de leurs taux annuels soit respectivement +41,16% et +16,13% (Figure 8d). Le taux annuel de dégradation est passé de 0,25 % à 3,79 % entre les périodes 1995-2005 et 2005-2015 (Figure 8a et 8b).



FFN : Formations forestières naturelles ; FNF : Formations non forestières

Figure 8: Taux annuel de changement du couvert végétal de la FCP



Figure 9: Images de déforestation (A et B) et de restauration (C et D) dans la forêt classée de Pénésoulou.

DISCUSSION

Changement d’occupation des terres

Les résultats de cette étude montrent que la Forêt Classée de Pénésoulou (FCP) était dominée de 1995 à 2005 par les formations naturelles telles que les forêts denses semi-décidues, les savanes boisées, les forêts claires et les forêts galeries. Cette période est caractérisée par une régression des champs et des jachères, ainsi que des savanes arborées et arbustives. Mais la régression de ces formations se fait au profit des plantations forestières et fruitières, mais également en infime partie au profit des formations forestières naturelles. L’augmentation des plantations dans cette période est liée aux activités du Projet de Restauration des Ressources Forestières de Bassila (PRRF) de 1996 à 2004. Toutefois, cette reconstitution de la forêt ne favorise pas la sauvegarde de l’intégrité de la biodiversité de cet écosystème. Les plantations forestières monospécifique étant faites d’espèces exotiques telles que *Tectona grandis* et *Gmelina aborea* et d’espèces fruitières *Anacardium occidentale* qui modifient la physionomie et l’écologie des formations végétales. Cette remarque a été faite par Ahononga *et al.* (2020) dans les forêts classées du domaine soudano-guinéen du Bénin. Les statistiques annuelles d’amélioration de cet écosystème étant de 4,68% voient la perte et la modification de la diversité biologique. Au-delà de la modification de l’intégrité de cette forêt, le niveau de sa protection a permis l’expansion de forêts denses semi-décidues et de forêts claires. Il s’agit d’une période où la FCP était sous la gestion du Projet PRRF. En effet pour Gbedahi *et al.* (2019) durant la période d’exécution du PRRF (1986-2003), les superficies forestières ont augmenté de 5,1%. Pour ces mêmes auteurs, les forêts ont doublé de superficie pendant la phase de mise en œuvre dudit projet. L’adoption d’une politique de développement forestier en 1994, prônant le partage des compétences et la participation effective des populations riveraines est également un facteur essentiel qui a milité en faveur de la reconstitution du patrimoine forestier (MEHU, 2012). La prise en compte de toutes les parties prenantes a induit la régression des activités anthropiques, dont l’agriculture et l’émergence des formations forestières naturelles.

Les résultats obtenus corroborent ceux de Ahononga *et al.* (2020) qui ont également montré que l’accroissement des formations forestières naturelles dans les forêts classées dénote d’une certaine efficacité du système de protection de ces écosystèmes dans la période de 1995 à 2005. Les résultats de cette étude ont montré que le taux annuel de la dégradation est de 0,25% et le taux de reconstitution est de

0,05%. La déforestation est quasi-absente entre 1995 et 2005. Par contre les statistiques de la FAO (2020) montrent un taux de déforestation annuel 700 000 ha entre 1990 et 2000. Ces résultats, contrairement aux statistiques de la FAO 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 Pénésoulou, pendant la période de mise en œuvre du PRRF, constitue 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'aménagement forestier. 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).

Contrairement à la période de 1995 à 2005, les formations anthropiques ont accru dans la forêt classée de Pénésoulou 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 a été triplé (3,79%). La déforestation qui était absente est passée à 0,01%/an. Ce taux de dégradation est largement supérieur à celui de Biaou *et al.* (2019) dans la Forêt Classée de Ouénou-Bénou. La période 2005 à 2015 marque le début de la prise d'assaut de cet écosystème par les agriculteurs ainsi que les exploitants à la suite de la fin de mise en œuvre du projet 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 de culture 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. Les résultats obtenus au cours de cette période corroborent ceux de Biaou *et al.* (2019), de Arouna *et al.* (2016) et de Houessou *et al.* (2013). 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.

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 dans les législations 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. La recherche

devra désormais mettre un accent particulier sur la production des plants à croissance rapide d'essences autochtones diverses pour l'enrichissement de la diversité biologique auparavant dégradée. En revanche, il est important de régler définitivement le problème d'ancrage institutionnel dans le sens de confier la gestion des forêts classées à des structures pérennes et non à des projets dont la durée de vie est éphémère.

Vulnérabilité des unités de l'occupation du sol

De toutes ces unités d'occupation des sols, les forêts denses semi-décidues ont été les plus vulnérables à la perte de superficie et le niveau de vulnérabilité des unités d'occupation du sol est fonction de la période. La vulnérabilité des forêts denses semi-décidues pourrait s'expliquer par des prélèvements fréquents, des essences de valeurs pour le bois d'œuvre par des exploitants illégaux. Cette vulnérabilité s'explique aussi par la déforestation pour accroître la production agricole. L'administration forestière a été démissionnaire de son véritable rôle de protection et de surveillance de ces aires protégées, par manque de ressources convenables. 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 mono-spécifiques 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 à 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.

CONCLUSION

Cette étude a mis en évidence les changements spatiaux et la vulnérabilité des unités d'occupation des terres dans la forêt classée de Pénésoulou de 1995 à 2005 et de 2005 à 2015. Les savanes arborées et arbustives, les champs et les jachères ont régressé au profit des formations forestières naturelles et des plantations de 1995 à 2005 suggérant un renforcement des actions de reforestation, de restauration et de surveillance. La tendance inverse s'observe de 2005 à 2015, les champs et les jachères ainsi que les habitations ont une forte expansion au détriment des forêts denses semi-décidues et des forêts claires. La dégradation et la déforestation se sont accentuées au cours de cette période. Les forêts denses semi-décidues, les forêts galeries et les forêts claires ont été les plus vulnérables. La tendance alarmante pour la sauvegarde de la biodiversité de cette forêt est due au changement ou arrêt des actions de conservation impliquant la population locale. Cette intégration est occasionnée par l'intervention des projets de restauration dans la commune de Bassila. Les enjeux majeurs pour la

conservation de la biodiversité que regorge la forêt classée de Pénésoulou en particulier et les réserves forestières en général nécessitent le renforcement de la surveillance et l'inclusion des actions de restauration participatives via des espèces autochtones dans les plans d'aménagement forestier. Il paraît important de poursuivre l'étude (année 2025) afin de voir la tendance suite à la mise de la forêt sous la gestion de l'Office National du Bois aux fins de projeter des recommandations plus judicieuses, notamment en ce qui concerne l'ancrage institutionnel.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adjonou K., Ali N., Kokutse A.D., Segla K.N. and Kokou K. (2010). Étude de la dynamique des peuplements naturels de *Pterocarpus erinaceus* Poir. (Fabaceae) surexploités au Togo Bois et Forêts des Tropiques. 306 (4), 45-56.

Adomou A.C. (2005). Vegetation patterns and environmental gradients in Benin: Implications for biogeography and conservation. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands, 150p.

Ahononga F.C., Awessou B. K., Kouton M.D., Plagbéto, H.A., Orékan, O.V., Toko Imorou, I., Pinet, C and Mertens, B. (2021). Atlas cartographique de la dynamique de l'occupation du sol au Bénin entre 2005 et 2015. 338 p.

Ahononga F.C., Gouwakinnou G.N., Biaou S.S.H and Biaou S. (2020). Vulnérabilité des terres des écosystèmes du domaine soudanien au Bénin de 1995 à 2015. Bois et Forêts des Tropiques, 346 : 35-50. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a36295>

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-Marou Forest Reserve (Benin, West Africa). Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID), 109(2), 271-290. doi:10.12895/jaeid.20152.363.

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 *Azizelia africana* Sm and Pers in Sudanian region of Benin (West Africa). Agroforestry Systems, 93(3), 1147-1156. doi: 10.1007/s10457-018-0218-6

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 Bénin. Journal of Applied Biosciences, 108, 10543-10552. doi: 10.4314/jab.v108i1.7.

Bouko B.S., Sinsin B and Soulé G.B. (2007). Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin. Tropicicultura, 25(4) : 221-227.

Biaou S., Houeto F., Gouwakinnou G., Biaou S.S.H., Awessou B., Tovihessi S and Tete R. (2019). Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Béno au Nord Bénin. Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, 22. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02189367>.

Blomley T., Pflieger K., Isango J., Zahabu E., Ahrends A and Burgess N. (2008). Seeing the wood for the trees : An assessment of the impact of participatory forest management on forest condition in Tanzania. Oryx, 42(3), 380-391.

Bogaert J., Barima Y.S., Iyongo W.M.L., Bamba I., Mama A., Toyi M and Laforteza R. (2011). Forest fragmentation : Causes, ecological impacts and implications for landscape management. Landscape Ecology in Forest Management and Conservation, 273-296.

Brondizio E.S., Settele J., Díaz S and Ngo H.T. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat: Bonn, Germany.

Chidumayo E and Marunda C. (2010). Dry forests and woodlands in subSaharan Africa : Context and challenges. In The dry forests and woodlands of Africa : Managing for products and services. (p. 1-9).

Correa Ayram C.A., Mendoza M.E., Etter A and Salicrup D.R.P. (2016). Habitat connectivity in biodiversity conservation : A review of recent studies and applications. Progress in Physical Geography, 40(1), 7-37.

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/>.

FAO and PNUE. (2020). Forêts, biodiversité et activité humaine. <https://doi.org/10.4060/ca8642fr>

Fahrig L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis, Ecological Applications, 12(2), 346-353. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EO HFOT]2.0.CO;2

Gbedahi O.L.C., Biaou S.S.H., Mama A., Gouwakinnou G.N and Yorou N.S. (2019). Dynamique du couvert végétal à Bassila au nord Bénin pendant et après la mise en œuvre d'un projet d'aménagement forestier. Int. J. Biol. Chem. Sci. 13(1): 311-324. doi: 10.4314/ijbcs.v13i1.25.

Gouwakinnou G.N., Biaou S., Vodouhe F.G., Tovihessi M.S., Awessou B.K and Biaou, H.S.S. (2019). Local perceptions and factors determining ecosystem services identification around two forest reserves in Northern Benin. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, 15(1), 61. doi: 10.1186/s13002-019-0343-y

Haddad N., Brudvig L., Clobert J., Davies K., Gonzalez A., Holt R., Lovejoy T., Sexton J., Austin M., Collins C., Cook W., Damschen E., Ewers R., Foster B., Jenkins C., King A., Laurance W., Levey D., Margules C and Townshend J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci Adv, 1:e1500052.

Hassan Z., Shabbir R., Ahmad S.S., Malik A.H., Aziz N., Butt A., and Erum S. (2016). Dynamics of land use and land cover change (LULCC) using geospatial techniques : A case study of Islamabad Pakistan. SpringerPlus, 5(1), 812. doi:10.1186/s40064-016-2414-z

Houessou L.G., Teké O., Imorou I.T., Lykke A.M and Sinsin B. (2013). Land use and land-cover change at " W" Biosphere Reserve and its surroundings areas in Benin Republic (West Africa). Environment and Natural Resources Research, 3(2), 87.

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 To cite this version :

HAL Id : Hal-02189556

Iwuji M.C., Ibe C.P., Njoku J.D., Anyanwu S.O., Amangabara G.T., Ac-Chukwuocha N and Ukaegbu K.O.E. (2017). Analysis of Land Use and Land Cover Dynamics in Orlu , Nigeria Analysis of Land Use and Land Cover Dynamics in Orlu , Nigeria. 4(1), 1-10. doi: 10.9734/AJEE/2017/34144

Kouagou M., Ahouandjinou E.B.O., Biao S.S.H., Keita N.T and Natta K.A. (2019). Impact of fragmentation on tree diversity, density and structure of *Pentadesma butyracea* Sabine Clusiaceae population in Benin (West-Africa). International Journal of Biological and Chemical Sciences, 12(5), 1965. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i5.1>

Mama A, Sinsin B., Cannière C.D and Bogaert J. (2013). Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicicultura*, 31 (1), 78-88

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

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.

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

MEHU (2012). Politique Forestière Nationale (Bénin). 54p. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ben143679.pdf>

Melo F.P., Pinto S.R., Brancalion P.H., Castro P.S., Rodrigues R.R., Aronson J and Tabarelli M. (2013). Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects : Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy*, 33, 395-404.

Rifai N., Khattabi A., Moukrim S., Arahou M., Rhazi L. (2018). Évaluation de la dynamique de l'occupation du sol dans la zone humide RAMSAR de Tahaddart (Nord-Ouest du Maroc). *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 73 (2) : 142-152. <http://hdl.handle.net/2042/66101>

RGPH-4, 2013. (2016). Principaux indicateurs socio démographiques et économiques (p. 27).

Sanon Z., Yameogo J.T., Rabiou H and Hien M. (2019). Pression anthropique et dynamique des peuplements de *Isobertia doka* Craib et Stapf et *Isobertia tomentosa* (Harms) Craib et Stapf dans le domaine soudanien du Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical*

Sciences, 13(2), 911. doi: 10.4314/ijbcs.v13i2.27

Schipper A.M., Hilbers J.P., Meijer J.R., Antão L.H., Benítez-López A., Jonge M.M.J. de Leemans L. H., Scheper E., Alkemade R., Doelman J.C., Mylius S., Stehfest E., Vuuren D.P. van Zeist W.J. van and Huijbregts, M. A. J. (2020). Projecting terrestrial biodiversity intactness with GLOBIO 4. *Global Change Biology*, 26(2), 760-771. doi: 10.1111/gcb.14848

Schwartz N.B., Uriarte M., Defries R., Gutierrez-Velez V.H and Pinedo-Vasquez M.A. (2017). Land-use dynamics influence estimates of carbon sequestration potential in tropical second-growth forest. *Environmental Research Letters*, 12(7). doi:10.1088/1748-9326/aa708b

Shrestha K.B., Måren I.E., Arneberg E., Sah J.P and Vetaas O.R. (2013). Effect of anthropogenic disturbance on plant species diversity in oak forests in Nepal, Central Himalaya. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9(1), 21-29. doi:10.1080/21513732.2012.749303.

Sikuzani Y.U., Boisson S., Kaleba S.C., Halleux J and Bogaert J. (2020). Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi , RD Congo. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 24(1), 14-27.

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.

Voreux C. (2015). La gestion durable des forêts tropicales. De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion. *Bois & Forêts des Tropiques*, 325, 85-87.

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.

Yeo K., Tiho S., Ouattara K., Konate S., Maurice L. M. (2013). Impact de la fragmentation et de la pression humaine sur la relique forestière de l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 61 : 4551-4565.

Yue S., Munir I.U., Hyder S., Nassani A.A., Qazi Abro M.M and Zaman, K. (2020). Sustainable food production, forest biodiversity and mineral pricing : Interconnected global issues. *Resources Policy*, 65, 101583. doi: 10.1016/j.resourpol.2020.101583

Zhang J., Niu J., Bao T., Buyantuyev A., Zhang Q., Dong J and Zhang X. (2014). Human induced dryland degradation in Ordos Plateau, China, revealed by multilevel statistical modeling of normalized difference vegetation index and rainfall time-series. *Journal of Arid Land*, 6(2), 219-229.