

Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique



Actes de la conférence scientifique internationale

13 – 15 mars 2019
Hôtel Azalaï, Cotonou, Bénin



Éditeurs scientifiques

Benoit MERTENS

Institut de recherche pour le développement, Montpellier, France

Vincent O.A. OREKAN

Université Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

Secrétariat et mise en page

Benoit MERTENS

Véronique ROUSSEAU

Institut de recherche pour le développement, Montpellier, France

benoit.mertens@ird.fr, veronique.rousseau@ird.fr

Les Actes de la conférence sont édités en un volume constitué de 25 articles scientifiques issus des 36 communications de la conférence. Les articles soumis par les équipes intervenantes ont été revu par le comité de relecture pour leur publication. Les articles sont disponibles individuellement en téléchargement sur le site des archives HAL à l'adresse <https://hal.archives-ouvertes.fr/osfaco>

Citation des Actes : Mertens, B. Orekan, V. Eds. 2019. Actes de la Conférence « *Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique* », 13-15 mars 2019, Cotonou, Bénin.

Comité éditorial

Benoit MERTENS, Institut de recherche pour le développement, Montpellier, France
Fernand Koffi KOUAME, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire
Fiacre AHONONGA, Point focal OSFACO Bénin
Jean-Paul KIBAMBE, Université de Kinshasa, Kinshasa, République démocratique du Congo
Marjolaine OKANGA-GUAY, Université Omar Bongo, Libreville, Gabon
Mesmin TCHINDJANG, Professeur, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun
Suspense Averti IFO, Université Marien Ngouabi, Brazzaville, Congo
Vincent O.A. OREKAN, Université Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

Comité de relecture

Aboubacar CAMARA, IRAG, Guinée
Achille ASSOGBADJO, LABEE, Université Abomey Calavi, Bénin
Benoit MERTENS, IRD, France
Camille Pinet, IGN FI, France
Eric KONAN, SEP REDD+, Côte d'Ivoire
Eugène Kouadio KONAN, IGT, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire
Fernand Koffi KOUAME, CURAT, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire
Fiacre AHONOGA, DGEFC, Bénin
Gabriel JAFFRAIN, IGN FI, France
Gérard GOUWAKINNOU, LEB, Université de Parakou, Bénin
Hypolite DIBI NDA, CURAT, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire
Ismailia TOKO OMOROU, LACARTO, Université Abomey Calavi, Bénin
Jean Bernard MOMBO, LAGRAC, Université Omar Bongo, Libreville, Gabon
Jean Paul KIBAMBE, Université de Kinshasa, République démocratique du Congo
Jean Sylvestre MAKAK, GEOCOM, Gabon
Kossi ADJONOU, Université de Lomé, Togo
Louis ZAPFACK, Université de Yaoundé, Cameroun
Marjolaine OKANGA-GUAY, LAGRAC, Université Omar Bongo, Libreville, Gabon
Mesmin TCHINDJANG, Université de Yaoundé, Cameroun
Nadine NDONGHAN IYANGUI, LAGRAC, Université Omar Bongo, Libreville, Gabon
Omer THOMAS, LACARTO, Université Abomey Calavi, Bénin
Ousseni AROUNA, LACARTO, Université Abomey Calavi, Bénin
Roger NGOUFO, Université de Yaoundé, Cameroun
Suspense Averti IFO, Université Marien Ngouabi, Congo
Valère JOFACK, CURAT, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire
Vincent O.A. OREKAN, LABEE, Université Abomey Calavi, Bénin
You Lucette AKPA, CURAT, Université Felix Houphouët Boigny, Abidjan, Cote d'Ivoire

Table des matières

Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin.....	13
Variabilité spatiale du stock de carbone de la biomasse aérienne de la zone urbaine vers la forêt tropicale dense dans cinq localités de la république du Congo.....	33
Évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin.....	49
Dynamiques spatio-temporelles de l'occupation des terres dans le bassin versant du Lomon au Sud-Ouest du Bénin	75
Modélisation prospective de la déforestation dans le Parc National du Mont Sangbé (Côte d'Ivoire).....	95
Évaluation et spatialisation du carbone stocké dans le massif forestier de Ngog-Mapubi (Cameroun).....	117
Dynamique spatiale et structure du paysage dans la commune de Zè, Bénin.....	143
Couvert forestier et distribution de <i>Pan paniscus</i> dans la Réserve Naturelle de Sankuru, RD Congo	169
Évolution du couvert végétal du Parc National Mbam et Djerem et sa périphérie entre 2000-2018.....	187
Appui au Zonage agricole dans la Région administrative du Centre Cameroun	207
Cartographie et évaluation de la disponibilité des terres agricoles en Guinée Maritime.....	239
Potentiel de l'imagerie multi- capteur dans le suivi des mangroves de l'estuaire du Wouri- Cameroun	255
Apport de l'imagerie satellitaire SPOT dans la gestion durable des écosystèmes de mangroves de Toukouzou-Hozalem, départements de Grand-Lahou et Jacqueville, Sud de la Côte d'Ivoire	273
Space-based spatio-temporal mangrove forest dynamics and carbon stock assessment: the Ndongere mangrove, Southwest Cameroon	289
Suivi des changements spatiaux et environnementaux dans les mangroves de la province de l'Estuaire du Gabon.....	313
Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois	341
Dynamique du trait de côte béninois à l'Est du Chenal de Cotonou entre 1986 et 2018.....	357
Suivi satellitaire de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation des terres dans la réserve de biosphère transfrontalière du Mono entre le Togo et le Bénin de 1986 à 2015.....	381
Construction du niveau d'émission de référence des forêts de la république démocratique du Congo	405

Estimation par régression de l'incertitude des cartes de pertes de couvert forestier au Cameroun	429
Cartographie du couvert forestier et des changements en république du Congo	445
Images satellites pour l'évaluation de l'occupation du sol dans les sites de gestion au Gabon	469
Les forêts sacrées du Bassin du Haut Niger en Guinée : quelle évolution depuis trois décennies ?	487
Suivi par télédétection des affectations des terres pour la promotion d'une agriculture intégrée au développement forestier en Côte d'Ivoire	507
Analyse des occurrences des feux de végétation dans la commune de Ouèssè	525

Avant-propos

Les technologies d'observation de la Terre offrent des opportunités sans précédent pour moderniser les dispositifs nationaux de suivi et améliorer les capacités des pays pour mesurer efficacement tous les indicateurs de développement durable. En effet, depuis une dizaine d'années, avec la démocratisation des données satellitaires et des outils de traitement, les systèmes d'observation de la terre et d'information géographique présentent un intérêt croissant pour la lutte contre la pauvreté, le suivi des modifications de l'environnement et la promotion de la croissance économique.

C'est particulièrement crucial pour les pays en développement, qui, bien souvent, manquent de moyens de suivi de leurs objectifs nationaux et engagements internationaux, dont notamment les objectifs de développement durable (ODD). Le suivi et la mesure des progrès des pays vers ces objectifs requièrent des données de qualité, actualisées, reconnues et accessibles : les données d'observation spatiale s'avèrent comme une des sources majeures.

Le projet OSFACO vise à améliorer la connaissance des dynamiques passées et actuelles en matière d'occupation des terres et de changement d'usage des sols dans huit pays d'Afrique Centrale et de l'Ouest grâce aux outils d'observation de la terre. Les principaux axes d'intervention du projet OSFACO incluent la mise à disposition gratuite de données satellitaires de haute résolution Spot récentes et historiques, l'appui à la production locale de cartographie d'occupation du sol et de ses changements, des actions de renforcement de capacités et d'accompagnement à l'utilisation des images satellitaires pour la mise en œuvre et le suivi des politiques publiques de gestion durable de ressources naturelles et des territoires.

C'est dans ce contexte que le projet OSFACO (porté par l'IRD et IGN FI), en collaboration avec l'Université d'Abomey Calavi et la Direction Générale des Eaux, Forêts et Chasse ont organisé du 13 au 15 mars 2019 à Cotonou (Bénin) la conférence intitulée « *Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique* ».

L'objectif général de la conférence était d'organiser une rencontre scientifique et technique entre experts, chercheurs, enseignants, acteurs d'ONG ou de bureaux d'études, et services techniques des institutions publiques ayant des intérêts dans l'utilisation des données satellitaires pour la cartographie, le suivi spatial des terres et du couvert forestier ainsi que le développement durable en Afrique Centrale et de l'Ouest. Il s'agissait plus spécifiquement de permettre aux équipes bénéficiaires du projet OSFACO et partenaires de présenter les projets mis en œuvre et les principaux résultats obtenus et de créer un cadre de concertation et d'échanger sur les expériences relatives aux approches méthodologiques nécessaires pour tirer le meilleur profit des images satellitaires pour l'amélioration des connaissances sur les dynamiques d'occupation du sol et les changements d'usage des terres.

Benoît Mertens et Vincent O.A. Orekan

Plus d'informations sur le projet OSFACO : www.osfaco.org

Partie 1

Dynamiques forestières et facteurs de déforestation et dégradation des forêts

Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin

BIAOU Séverin ^(1,*), HOUETO Ogoubiyi Félix ⁽²⁾, GOUWAKINNOU Gérard Nounagnon ⁽¹⁾,
BIAOU Samadori Sorotori Honoré ⁽¹⁾, AWESSOU Beranger ⁽³⁾, TOVIHESSI Sèwanou Marc ⁽¹⁾,
TETE Raphaël ⁽²⁾

⁽¹⁾ Laboratoire d'Écologie, de Botanique et de Biologie végétale, Faculté d'Agronomie, Université de Parakou, Parakou, Bénin.

⁽²⁾ Centre National de Télédétection et de suivi Écologique (CENATEL), Cotonou, Bénin

⁽³⁾ Direction Générale des Eaux, Forêts et Chasses (DGEFC), BP 393, Cotonou, Bénin.

* Auteur correspondant: BIAOU Séverin, sbbiaou@gmail.com

Résumé

L'anthropisation des écosystèmes forestiers est devenue un problème environnemental majeur qui impacte la biodiversité dans le monde. Répondre à une telle problématique nécessite le suivi de l'utilisation des terres. Au Bénin, les forêts classées et principalement celle de Ouénou-Bénou subissent de très fortes pressions anthropiques marquées par une surexploitation des ressources naturelles. Ainsi, cette étude vise à analyser la dynamique spatio-temporelle afin de rendre plus efficace la gestion de cet écosystème. Pour cela, l'étude diachronique à partir des images satellitaires Landsat TM des années 1990 et SPOT des années 2000 et 2014 a été utilisée. Les résultats ont révélé que les formations naturelles ont régressé au profit des mosaïques champs et jachères. Les savanes arborées ont été les plus vulnérables aux changements alors que les plantations fruitières et les mosaïques champs et jachères sont vulnérables à l'expansion. Entre 1990 et 2000 le taux annuel de déforestation est estimé à 1,7% dans cette forêt classée. Alors que dans la période de 2000 à 2014, le taux annuel de déforestation est de 0,9%. Durant ces périodes le taux de reconstitution a été faible. Les différents changements observés résultent d'une forte exploitation des ressources caractérisées par l'expansion des terres agricoles et l'exploitation forestière. La prise en compte de ces facteurs et la planification participative de l'utilisation des terres, constituerait un moyen pour rendre efficace la gestion durable de ce massif forestier.

Mots clés : Occupation du Sol, Utilisation des Terres, Images satellitaires, Déforestation, Bénin

Abstract

Anthropogenic pressure of forests ecosystems has become a major environmental issue that is impacting worldwide biodiversity. Addressing such problem requires to monitor the use of lands. In Benin, classified forests and particularly Ouénou-Bénou forest is undergoing a high anthropogenic pressure such as overexploitation of natural resources. Thus, this study aims to analyze Ouénou-Bénou forest spatial-temporal dynamics to suggest sustainable use of its natural resources. So, the diachronic study based on the Landsat TM satellite images of 1990s and SPOT of 2000 and 2014 years were used. Results showed that natural stands decreased in favor to farmlands and fallow mosaics. Wooded savannah has been the most vulnerable to changes, while fruiting plantations and mosaics of farmlands and fallow lands are vulnerable to expansion of area. Between 1990 and 2000 the annual rate of deforestation is estimated at 1.7 p.c within this classified forest. While, from 2000 to 2014 period, the annual rate of deforestation is 0.9p.c with a low rate of tree reforestation. The overexploitation of resources by extension of farmland and logging has generated the various changes observed. Therefore, for sustainable management of this forest, a participative management of land-use may constitute the best approach.

Keywords: Land-Cover, Land-Use, Satellite Images, Deforestation, Benin

1. INTRODUCTION

L'importance des écosystèmes forestiers dans le maintien de l'équilibre global de la planète est largement admise. En effet, les forêts recouvrent près de 31% de la surface de la planète et assurent les services écosystémiques essentiels d'approvisionnement et culturels pour le bien être des peuples (FAO, 2018). Elles assurent également le soutien et la régulation des processus de base nécessaires à une fourniture continue de ces services. En ce sens, elles constituent un élément indispensable dans l'atteinte des Objectifs de Développement Durable (ODD) qui lui font d'ailleurs référence en son point 15 (FAO, 2018). La déclaration de New York sur les forêts en 2014 reconnaît que les forêts soutiennent la biodiversité terrestre à plus de 80% (FAO, 2018). Cependant, le constat de la disparition du couvert forestier est un fait. En effet, les études récentes menées coordonnées par la FAO font état d'un recul du couvert forestier terrestre qui est passé de 31,6% en 1990 à 30,6% en 2015 (FAO, 2018). Alors que ces chiffres montrent une tendance globale, la réalité est plus frappante dans les pays en développement situés dans les zones tropicales et connus pour être de grandes zones forestières. En réalité, le couvert forestier sur l'ensemble des terres émergées en Afrique subsaharienne, est passé de 30,6 % à 27,1 % entre 1990 et 2015 (FAO, 2018).

En Afrique de l'Ouest, et particulièrement au Bénin, le changement d'occupation des terres se traduit par la déforestation et la dégradation du couvert végétal qui s'accroît à un rythme effréné et inquiétant (Agbanou et al., 2018). La cause principale de ces facteurs est généralement l'intensification des activités anthropiques. Bien que le Nord du Bénin concentre 92,5% de la couverture forestière nationale (Hountondji, 2008), il héberge la plus grande partie de la population agricole avec une forte croissance démographique. Cette croissance induit une pression anthropique sur les écosystèmes forestiers. Selon la FAO (2016), l'extension accrue des aires de cultures et des habitations provoque une diminution progressive de l'étendue des surfaces boisées. Ce changement d'affectation de terre se répercute sur la configuration du paysage du milieu (Bamba et al., 2008) et fragilise la structure des sols (Akognongbe et al., 2014). Pour Muller et al. (2011) et Rhazi et al. (2012), les pressions anthropiques entraînent les dysfonctionnements et la perte des valeurs bioécologiques des écosystèmes.

Ainsi, pour lutter contre ces pressions la République du Bénin a adopté depuis 1994 une nouvelle politique forestière caractérisée essentiellement par la rupture avec la méthode répressive et exclusive de conservation et de gestion des forêts (Djogbenou et al., 2011). Elle a adopté une approche de gestion participative avec les populations locales et la dotation de certaines forêts classées d'un plan d'aménagement. Malgré cette politique forestière la dégradation et la déforestation évoluent sans cesse dans les forêts classées destinées à conserver la biodiversité. Parmi ces forêts figure la forêt classée de Ouénou- Bénou située au nord du Bénin. Elle est entourée des terroirs villageois destinés aux activités agropastorales (Issiaka et al., 2016) avec une forte croissance démographique. Cette forêt classée dotée d'un plan d'aménagement participative qui restreint le droit d'usage de la communauté locale à une exploitation forestière contrôlée, afin de conserver la biodiversité et d'assurer la régulation du climat,

subit des pressions agricoles perturbant le rôle assigné à ces écosystèmes. De plus, cet écosystème est ceinturé par les grandes communes productrices de coton du Bénin et, est de ce fait influencés par une forte dynamique de l'occupation des terres.

Dans une telle situation, la planification et la gestion de l'utilisation des terres dans cette forêt classée s'avère nécessaire. A cet effet, l'analyse diachronique de l'occupation du sol qui permet de ressortir la répartition spatiale des changements est indispensable. Cette approche par télédétection, largement recommandée par plusieurs auteurs (Franklin et Alii, 2002; Soro et Alii, 2014; Ngo Makak et al., 2018) devient de plus en plus incontournable dans l'aménagement des écosystèmes (Mamane et al., 2018). Alors, le suivi de l'évolution de l'occupation des terres sur un pas de temps, autours de cette forêt classée vulnérable aux pressions anthropiques constitue un moyen très important pour apprécier efficacement les tendances de dynamiques. L'objectif de cette étude, est d'analyser la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol à partir de l'imagerie satellitaire et des données de terrains afin d'améliorer la politique nationale de planification et de gestion efficace bénéfique pour l'évolution de cet écosystème forestier.

2. DONNEES ET METHODES

2.1. Présentation de la Forêt classée de Ouénou-Bénou

La forêt classée de Ouénou-Bénou ratifiée domaine forestier classé de l'Etat Béninois par l'arrêté n° 3678 S.E du 15 octobre 1943. Elle est située dans la partie Nord du Bénin entre 2°29' et 2°43' de longitude Est puis 10°11' et 10°23' de latitude Nord. Elle couvre une superficie de 30000 ha. Elle est entourée par les communes du département du Borgou (Bembèrèkè, Sinendé) (Figure 1). Cette forêt appartient au Bassin Nord de fourniture en bois – énergie et bénéficie majoritairement d'un climat de type soudanien qui est caractérisé par un régime pluviométrique unimodal avec un gradient septentrional allant de 900 mm à 1200 mm (Adomou, 2005).

La végétation climacique est constituée des savanes arbustives et des mosaïques de champs et de jachères et quelques îlots de forêts claires et de savanes boisées (White, 1983). On y rencontre majoritairement les essences telles que *Khaya senegalensis*, *Daniellia oliveri*, *Diospyros mespiliformis*, *Isobertia spp*, *Detarium microcarpum*, *Vitellaria paradoxa*, *Parkia biglobosa*, *Vitex doniana*, *Combretum spp* (DGFRN, 2009). Les plantations domaniales sont dominées par *Anacardium occidentale*, de *Gmelina arborea*, de *Tectona grandis* et *Eucalyptus camaldulensis*. La faune de cette forêt classée autrefois riche et diversifiée est aujourd'hui menacée de disparition via les activités anthropiques. Néanmoins, on peut encore rencontrer quelques phacochères, des guib harnachés et des Céphalophes (DGFRN, 2009).

Les sols ferrugineux tropicaux sont très fréquents dans la région tandis que les autres types de sols sont très faiblement représentés et très localisés.

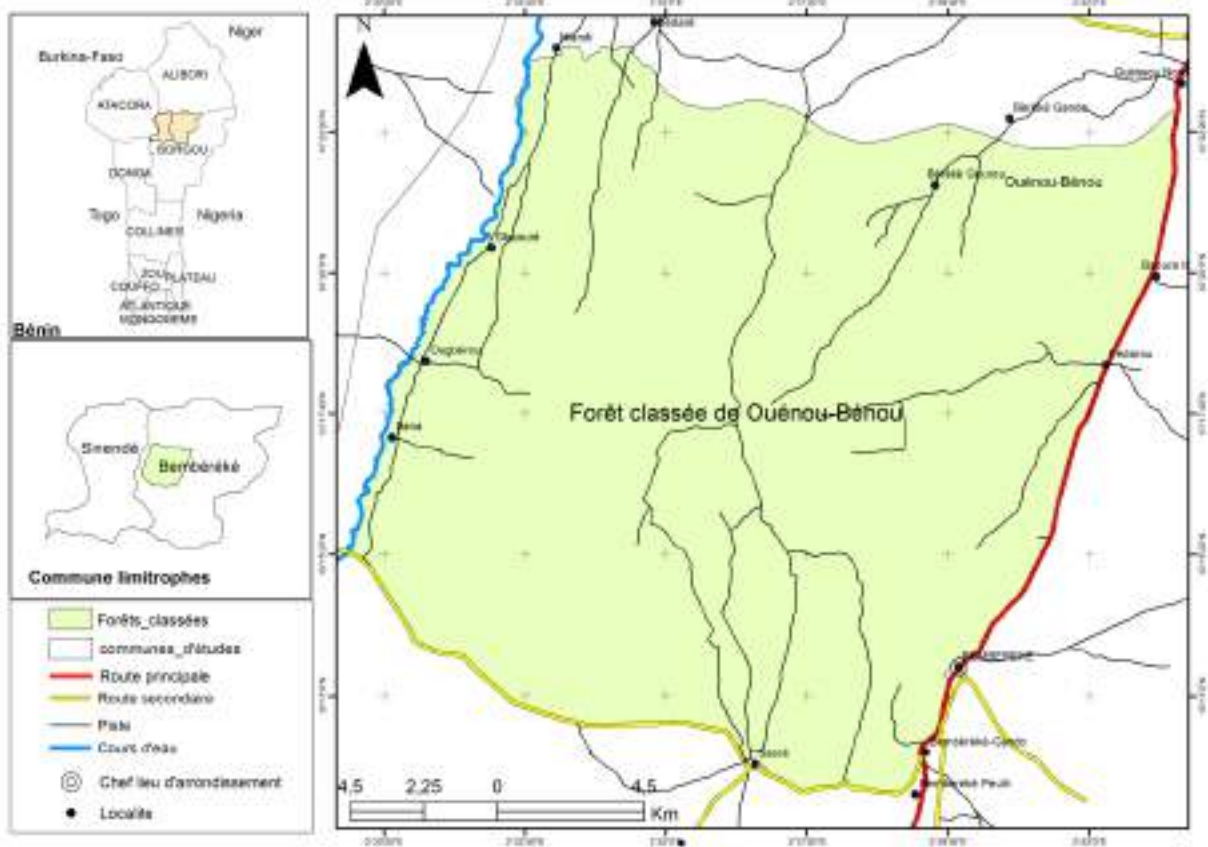


Figure 1 : Présentation de la forêt classée de Ouénou-Bénou

Les principales activités des riverains sont l'agriculture et l'élevage. L'agriculture est extensive sur brûlis. La culture cotonnière est très développée et insufflée à la zone une dynamique socio-économique (Hountondji, 2008). L'élevage est extensif et dominé par la transhumance pendant la saison sèche.

2.2. Données utilisées

Le suivi de l'évolution par analyse de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou s'est basé sur les cartes topographiques au 1/200000 réalisées en 1955 et mises à jour en 1972 par l'IGN et couvrant la zone de la forêt classée et des images satellitaires SPOT des années 2000 (scènes SPOT XS 63-329 et 63-330 du 22/12/2000) et 2014 (SPOT XS 63-329, 63-330 du 03/12/2014) et des images Landsat 5 TM (scènes 192-53 du 01/02/1990) couvrant la zone d'étude. Les images SPOT ont été obtenues dans le cadre du projet d'Observation Spatiale des Forêts de l'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO). Les images Landsat ont été obtenues des archives du Central National de la Télédétection et du suivi écologique (CENATEL) du Bénin. En plus, les données relatives aux coordonnées de différentes unités d'occupation du sol ont été collectées lors des activités de contrôles terrain du 18 au 27 Novembre 2017. A cet effet, 120 points d'intérêt ont été relevés par Système de Positionnement Global (GPS) suivant sept (07) axes dans les différentes classes d'occupation du sol. Les types de végétation ont été identifiés sur la base de la classification de Yangambi (Aubreville, 1957).

2.2.1. Traitement des images satellitaires

Le traitement des images à débiter par le prétraitement des images de chaque capteur. Les images SPOT ont subi des corrections géométriques et des améliorations de couleurs avant réception. Par contre, des extractions et des mosaïques d'images ont été faites. Quant aux images Landsat, des améliorations radiométriques ont été appliquées afin d'augmenter la lisibilité des images et de faciliter leur interprétation. Elles ont été suivies d'opérations de géoréférencement dans le référentiel UTM WGS 84 Zone 31 Nord de même que les images SPOT de 2014 pour les rendre superposables à ces derniers. Pour ce faire, la méthode de transformation par polynôme du deuxième degré suivi d'un ré-échantillonnage au plus proche voisin qui conserve la valeur radiométrique originale de l'image (Agrawal & Srikant, 1994) a été utilisée. L'erreur moyenne quadratique est de l'ordre d'un pixel en utilisant 12 points de calage. Toutes ces opérations de traitement ont été faites à l'aide du logiciel ERDAS Imagine. Une composition colorée en fausse couleur associant les canaux 4 pour l'infrarouge, 3 pour le rouge et 2 pour le vert pour l'image Landsat et les canaux 3 pour l'infrarouge, 2 pour le rouge et 1 pour le vert pour les images SPOT à l'ordre colorimétrique Rouge, Vert, Bleu a été appliquée. Ces bandes sont les plus utilisées pour discriminer les différentes classes de végétation (Diouf et al., 2012; Rifai et al., 2018).

Ainsi sur la base des cartes thématiques existantes et des observations recueillies sur le terrain, les classes suivantes ont été retenues : Forêt dense, Forêt claire et Savane boisée, Forêt galerie et formation ripicole, Savane arborée, Savane arbustive et Savane herbeuse, Plantation forestière, Plantation fruitière, Mosaïque de culture et jachère, Plan d'eau et Habitat. L'interprétation visuelle qui correspond à la méthode traditionnelle de photo-interprétation des images satellites a été faite. Cette interprétation consiste à identifier les différents types de classes homogènes sur les images (Hammi et al., 2007). Ainsi, les différentes classes d'occupation du sol ont été identifiées et digitalisées sous le logiciel ArcGIS 10.3 sur la base de la signature spectrale des unités d'occupation du sol (la couleur, le ton, la structure, la texture, la forme et la localisation). L'interprétation visuelle des images a démarré par celles de l'année 2014. Par ailleurs, l'interprétation visuelle des images SPOT de l'année 2000 a été réalisée à partir de l'image interprétée de l'année 2014. Pour les images Landsat de 1990, leur interprétation a été faite à partir de celle de l'année 2000.

2.2.2. Validation de la qualité de l'interprétation

La validation de la qualité de l'interprétation a tenu compte de l'image 2014 comme étant la référence pour l'interprétation des autres images (1990 et 2000). Ainsi, une matrice de confusion sur la base de la confrontation des 120 points de contrôles terrain dans les différentes classes d'occupation du sol a été réalisé ainsi qu'une interprétation de l'image de 2014. Cette matrice de confusion, a permis de déterminer la précision d'utilisateur (les erreurs de commission) et la précision du producteur (Les erreurs d'omission) afin d'évaluer la précision globale et l'indice Kappa (K).

En outre, la précision globale et l'intervalle de confiance (Ic) à 95% ont été calculés.

$$Ic = \sqrt{a \frac{1-a}{N}} * 1,96$$

Avec IC : Intervalle de confiance à 95% ; a : Précision globale et N = Nombre d'observations.

$$K = \frac{a-b}{1-b} \text{ avec } a = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{Nc} x_{ii} \text{ et } b = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^{Nc} (x_{+i} \cdot x_{i+})$$

Nc : Nombre total de classe ; N : Nombre total de points d'observation ; x_{ii} : Nombre de points d'observation dans la colonne i et ligne i correspondant à la diagonale de la matrice ; x_{+i} = Total de points d'observation dans la colonne i (total à droite dans la matrice) et x_{i+} : Total de points d'observation dans la ligne i (total en bas de la matrice).

2.3. Analyse de l'état et de la dynamique de l'occupation du sol

2.3.1. Évolution temporelle de l'occupation du sol

L'évolution temporelle (Te) des types d'occupation du sol entre deux dates t₁ et t₂ correspond au taux de changement ou d'évolution de l'occupation du sol. Il est obtenu à partir de la matrice de transition (Coulibaly et al., 2016) :

$$Te = \frac{S_2 - S_1}{S_1} * 100$$

Avec S₂ = surface à la date t₂ et S₁ = surface à la date t₁

2.3.2. Évolution spatiale de l'occupation du sol de 1990 à 2014

L'analyse de l'évolution spatiale de l'occupation du sol est réalisée à l'aide de la matrice de transition ou de conversion des types d'occupation du sol entre deux périodes (1990 à 2002 et 2002 à 2014). Cette matrice montre dans la diagonale les zones de stabilité et permet de comprendre les redistributions entre elles ainsi que des différentes affectations au sol. Ces dernières représentent les gains des autres sous forme de contribution. Pour conduire cette approche la période de 1990 et 2014 a été utilisée et les analyses ont porté sur la redistribution des savanes arborées et les contributions aux expansions des mosaïques de culture et jachère.

2.3.3. Analyse de la vulnérabilité aux changements

La vulnérabilité au changement de chaque type d'occupation du sol est calculée à l'aide respectivement du ratio Gain/stabilité (Gs = g/s), le ratio Perte/Stabilité (Ps = p/s) et le ratio Changement net /stabilité (Ns = Gs-Ps). Les termes g, s et p représentent respectivement les gains, les zones de stabilité et les pertes de superficie de chaque occupation du sol.

2.3.4. Déforestation et la dégradation forestière

La déforestation et la dégradation forestière au sein de la forêt classée de Ouénou-Bénou ont été étudiées à partir d'un regroupement des transitions des types d'occupation du sol. Les données de la matrice ont été donc définies et interprétées en catégorie de changement sous forme de

- Dégradation : diminution de la densité des formations forestières naturelle ;
- Déforestation : conversion des formations forestières naturelles en plantations et autres formations non forestière
- Amélioration : augmentation de densité des formations forestières naturelles et ;
- Reconstitution naturelle : conversion des plantations et autres formations non forestière en formations forestières naturelles.

Elles ont permis de calculer ces changements et d'analyser la déforestation et la dégradation forestière.

3. RESULTATS

3.1. Cartographie et validation de l'interprétation visuelle

Dix types d'occupation du sol ont été cartographiés (Figure 2). Ces types sont représentés au niveau des formations naturelles par la forêt dense, la forêt claire, les savanes (boisées, arborées, arbustives et herbeuses) et les plans d'eau. Les formations anthropiques quant à elles sont constituées des mosaïques champs et jachères, des plantations forestières et fruitières et des agglomérations. La discrimination de ces différents types d'occupation du sol a été significative malgré certaine confusion pour l'ensemble des classes définies (les pixels de certaines unités d'occupation des terres ont été confondues à d'autres). C'est le cas des confusions entre les habitats et les cultures au niveau de certains hameaux très réduit dans les zones de cultures donc difficile à identifier et entre les savanes et les cultures. Le résultat de l'analyse de fiabilité a donné une précision globale de 87,86 % avec un intervalle de confiance de +/- 3,44% et un indice Kappa de 0,86. Ce qui traduit un accord presque parfait pour la qualité de l'interprétation des images (Tableau 1). Toutes les classes d'occupation du sol ont obtenu de meilleurs taux de précision (>80%) (Tableau 1).

3.2. État et dynamique de la forêt classée de Ouénou -Bénou

3.2.1. État de l'occupation du sol en 1990, 2000 et 2014

L'analyse des cartes d'occupations du sol de 1990, 2000 et 2014 permet de constater une différence dans la dynamique observée au cours des périodes 1990-2000 et 2000-2014. Il ressort que les forêts denses, les forêts claires, les savanes (arborées, arbustives et herbeuses) ont été converties en mosaïques de cultures et de jachères, plantations et habitations entre 1990 et 2000 (Figure 2). La tendance s'est accentuée entre 2000 et 2014, car les superficies des mosaïques de champs et jachères sont plus dominantes (Figure2).

De façon quantitative, cette forêt classée, est caractérisée en 1990 par les formations naturelles parmi lesquelles dominaient les forêts claires et les savanes boisées (9568 ha soit 25%) et les savanes arborées (19791 ha) soit 52,6 % de la superficie totale de la forêt classée (Figure 3). Les mosaïques de cultures et de jachères ne couvraient que 2998 ha soit 8 de sa superficie. En 2000, l'on assiste à la domination des formations anthropiques avec l'apparition des mosaïques de cultures et de jachères qui occupent une superficie de 8802 ha (24%). Les savanes arborées (15491 ha, soit 41%) et les forêts claires et savanes boisées (7992 ha soit 21%) (Figure 3). En 2014, les superficies des savanes arborées ont diminué avec 12899 ha soit 34 % au profit des mosaïques de cultures et de jachères (11945 ha, soit 32% de la superficie totale) (Figure 3).

Tableau 1 : Matrice de confusion de l'interprétation visuelle de l'image SPOT XS 2014

Référence terrain	FD	FG	FCSB	SA	PTFR	CJ	PTFT	STSH	PE	HA	Total	PU (%)	EC (%)
FD	9		1								10	90,00	10,00
FG		29									29	100,00	0,00
FCSB	1	1	45	2		1					50	90,00	10,00
SA			2	59		5		1			67	88,06	11,94
PTFR		1			20	2	1				24	83,33	16,67
CJ			1	1	3	70	2	1		4	82	85,37	14,63
PTFT				0	2	6	35				43	81,40	18,60
STSH				1				15			16	93,75	6,25
PE									3		3	100,00	0,00
HA						3				19	22	86,36	13,64
Total	10	31	49	63	25	87	38	17	3	23		346	
PP (%)	90,00	93,55	91,84	93,65	80,00	80,46	92,11	88,24	100,00	82,61			
EO (%)	10,00	6,45	8,16	6,35	20,00	19,54	7,89	11,76	0,00	17,39			
Précision globale													87,86
Indice Kappa (K)													0,86
Intervalle de confiance (IC)													+/- 3,44

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat., PU : , PP : , EO : , EC

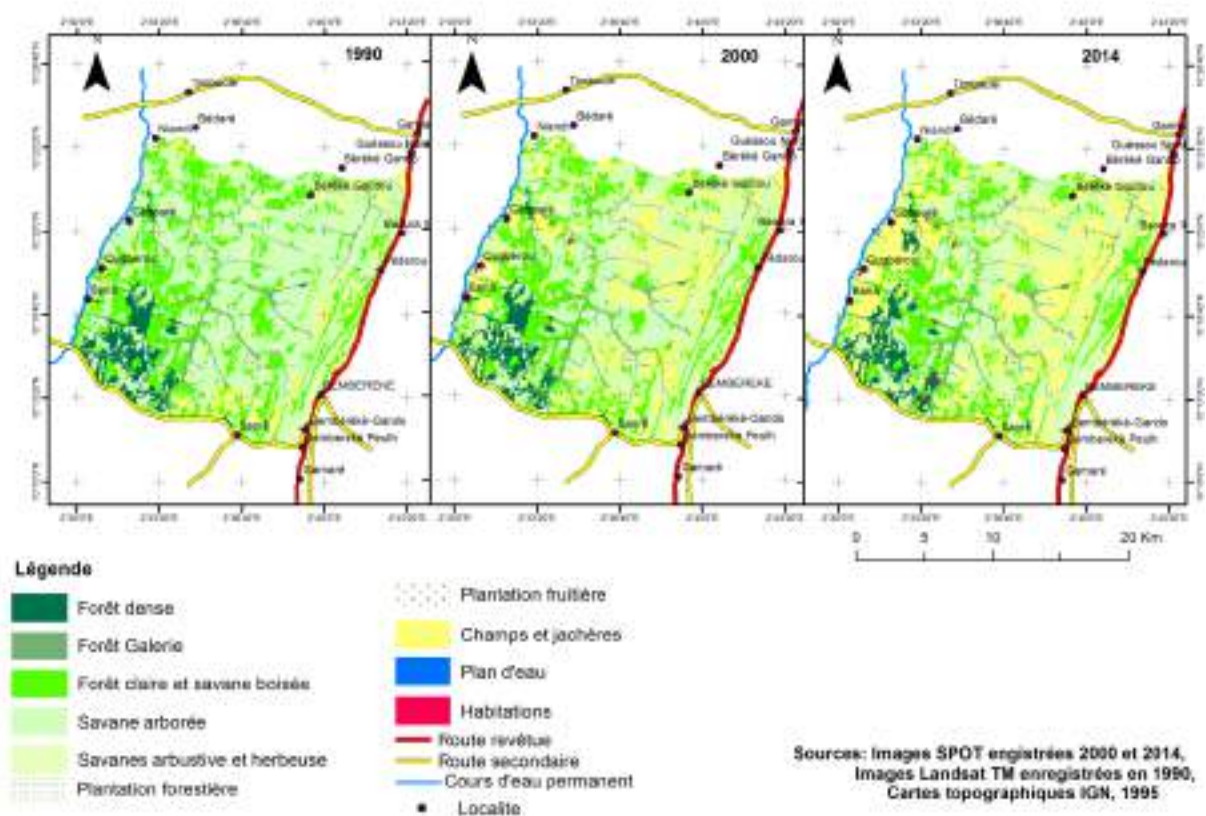


Figure 2 : Cartes des états de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Béno de 1990, 2000 et 2014

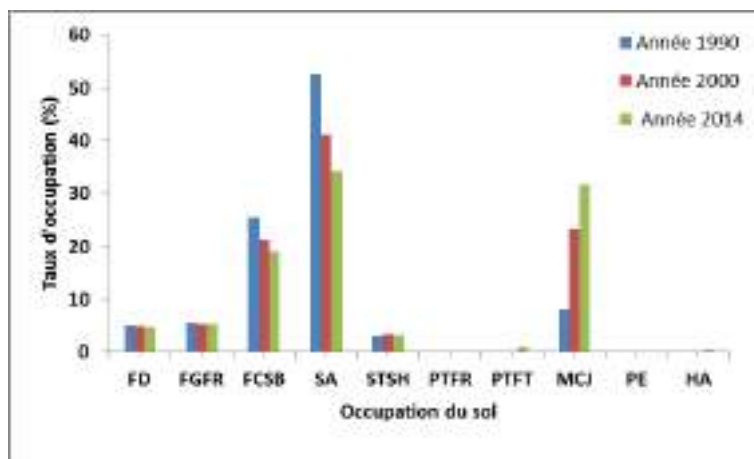


Figure 3 : Évolution des superficies d'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Béno entre 1990, 2000 et 2014

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat

3.2.2. Évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol de 1990, 2000 et 2014

Les évolutions spatiales de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou – Bénou sont traduites par la matrice de transition (Tableaux 2 et 3) Ainsi, la régression des différentes classes d'occupation du sol entre les différentes périodes se traduisent comme suit : les forêts denses ont connu des diminutions de leurs superficies de 114ha (5,33%) entre 1990 et 2000, et de 327ha (5,36%) entre 2000 et 2014 ; les forêts galeries 58 ha (2,21%) entre 1990 et 2000, et 32 ha (0,84) entre 2000 et 2014 ; les forêts claires et les savanes boisées 16,47% entre 1990 et 2000, et 9,77% entre 2000 et 2014. Les savanes arborées ont enregistré respectivement entre 1990 et 2000, 2000 et 2014 des diminutions de 5469 ha (21,73%) et 3588 ha (16,73 %). Quant aux savanes arbustives et herbeuses, elles ont connu une augmentation de 100 ha (8,19%). L'analyse des résultats de l'évolution temporelle de l'occupation du sol de 1990 à 2014 montre que les mosaïques de cultures et de jachères ont connu des changements importants. Ces augmentations de superficies proviennent de façon significative à plus de 70% des savanes arborées et près de 20% des forêts claires et des savanes boisées. Le reste des expansions est fait par des contributions venant des pertes des forêts denses (0,84%), des forêts galeries (0,53%), des savanes arbustives et herbeuses (0,28%).

3.2.3. Vulnérabilité au changement des classes d'occupation du sol

La vulnérabilité au changement des types d'occupation du sol varie d'une période à l'autre (Tableau IV). Il en découle qu'entre 1990 et 2000, 77,76% des types d'occupation du sol sont restés stables pendant que les mutations affectent 22,24% des formations (Tableau 4). Par ailleurs, la vulnérabilité aux changements a été très variable d'un type d'occupation du sol à un autre. Parmi les formations forestières naturelles, ce sont les galeries et formations ripicoles qui présentent une vulnérabilité relativement faible (-0,02%) par rapport aux savanes arborées (0,30%). Les plantations fruitières sont très vulnérables au changement soit 38 %. Les terres de culture présentent un taux (2,28%) élevé par rapport aux établissements humains (habitats). Au cours de la période de 2000 à 2014, l'ensemble des types d'occupation du sol ont connu un taux de stabilité de 83,18% et un taux de perte 16,82% équivalent au taux de gain (Tableau 5). La vulnérabilité affecte plus les savanes arborées (-0,22 %) que les forêts claires et les savanes boisées (-0,12%). Les plantations fruitières sont très vulnérables à l'expansion (6,26%) que les cultures et jachères (0,40%) et les habitats (0,96%)

Tableau 2 : Matrice des changements d'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou Bénou entre 1990-2000 et 2000-2014

Occupation du sol	2000										Total 1990
1990	FD	FGFR	FCSB	SA	STSH	PTFR	PTFT	MCJ	PE	HA	
FD	1855	0	22	20	0	0	0	72	0	0	1969
FGFR	0	2021	4	5	0	0	0	49	0	0	2079
FCSB	0	0	7298	865	3	0	52	1331	0	19	9568
SA	10	10	510	14322	97	0	19	4795	0	28	19791
STSH	0	0	0	0	1156	0	0	1	0	3	1160
PTFR	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
PTFT	0	0	0	0	0	0	2	5	0	0	7
MCJ	0	0	158	279	0	0	10	2549	0	2	2998
PE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	53
Total 2000	1865	2031	7992	15491	1256	1	83	8802	0	105	37626

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat.

Tableau 3 : Matrice des changements d'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou Bénou entre 1990 -2000 et 2000-2014

Occupation du sol	2014										Total 2000
2000	FD	FGFR	FCSB	SA	STSH	PTFR	PTFT	MCJ	PE	HA	
FD	1538	0	237	80	0	0	0	10	0	0	1865
FGFR	0	2001	0	29	0	0	0	0	0	3	2033
FCSB	224	3	6715	341	0	0	0	674	0	35	7992
SA	3	7	80	11903	1	0	18	3427	0	52	15491
STSH	0	0	0	0	1228	0	0	27	0	0	1255
PTFR	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
PTFT	0	0	0	0	0	0	42	41	0	0	83
MCJ	0	5	179	546	0	9	286	7766	0	11	8802
PE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105	105
Total 2014	1765	2016	7211	12899	1229	10	346	11945	0	206	37627

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat

Tableau 4 : Ratio des gains, pertes, et changement net à la récurrence de l'occupation du sol de à 1990 à 2000

1990 à 2000						
Occupation du sol	Gain (%)	Perte (%)	Stabilité (%)	G _s	P _s	N _s
FD	0,03	0,3	4,93	0,01	0,06	-0,05
FGFR	0,03	0,15	5,37	0,01	0,03	-0,02
FCSB	1,84	6,03	19,4	0,09	0,31	-0,22
SA	3,11	14,54	38,06	0,08	0,38	-0,30
STSH	0,27	0,01	3,07	0,09	0,00	0,08
PTFR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PTFT	0,22	0,01	0,01	22,00	1,00	21,00
MCJ	16,62	1,19	6,77	2,45	0,18	2,28
PE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HA	0,14	0,00	0,14	1,00	0,00	1,00
Total	22,24	22,24	77,76			

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat, G_s : ratio gain et stabilité, P_s : ratio perte et stabilité, N_s : différence gain et perte

Tableau 5 : Ratio des gains, pertes, et changement net à la récurrence de l'occupation du sol de 2000 à 2014

2000 à 2014						
Occupation du sol	Gain (%)	Perte (%)	Stabilité (%)	G _s	P _s	N _s
FD	0,6	0,87	4,09	0,15	0,21	-0,07
FGFR	0,04	0,09	5,32	0,01	0,02	-0,01
FCSB	1,32	3,39	17,85	0,07	0,19	-0,12
SA	2,65	9,54	31,64	0,08	0,3	-0,22
STSH	0	0,07	3,26	0,00	0,02	-0,02
PTFR	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PTFT	0,81	0,11	0,11	7,24	0,98	6,26
MCJ	11,11	2,75	20,64	0,54	0,13	0,4
PE	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00
HA	0,27	0,00	0,28	0,96	0,00	0,96
Total	16,82	16,82	83,18			

FD : Forêt dense, FGFR : Forêt galerie et formation ripicole, FCSB : Forêt claire et savane boisée, SA : Savane arborée, STSH : Savane arbustive et herbeuse, FTFR : Plantation forestière, FTFT : Plantation fruitière, MCJ : Mosaïque de culture et jachère, PE : Plan d'eau, HA : Habitat, G_s : ratio gain et stabilité, P_s : ratio perte et stabilité, N_s : différence gain et perte

3.2.4. Déforestation et dégradation des formations forestières naturelles

L'analyse des résultats de la déforestation et de la dégradation du couvert végétal (Figure 4) montre un taux annuel de déforestation nette (1,7) plus prononcé de 1990 à 2000 et un taux de dégradation annuel estimé à 0,1 (48,6 ha). Entre 2000 et 2014, le taux de déforestation annuel s'élève à 0,9 (1314,4ha) tandis que celui de la dégradation est de 0,1 soit 26,5 ha de la superficie totale de la forêt classée (Figure 4).

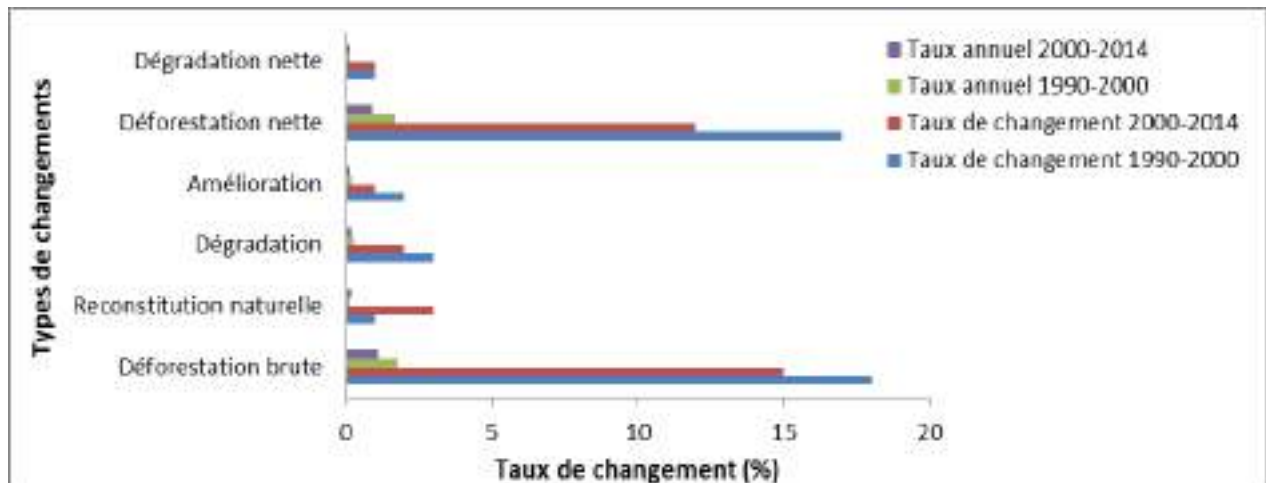


Figure 4 : Taux de déforestation et de dégradation du couvert forestier de la forêt classée de Ouénou-Bénou entre 1990-2000 et 2000-2014

4. DISCUSSION

4.1. Approche méthodologique

L'analyse comparée des images SPOT XS de 2000, 2014 et les images Landsat TM de 1990 ont permis d'évaluer l'évolution du couvert végétal et de quantifier la déforestation et la dégradation de la forêt classée de Ouénou-Bénou. L'Analyse visuelle simple sur la base de la signature spectrale des objets qui correspond à la méthode traditionnelle de photo-interprétation des images satellites a été utilisée. Cette approche largement utilisée est reconnue pour sa performance dans la détection, l'identification et de caractérisation des unités spatiales sur une image car le cerveau humain est un bon interprète d'images (Bah et al., 2019) contrairement à la classification supervisée qui confonds la signature spectrale de certaines classes. Cette approche est utilisée par plusieurs auteurs (Mama et al., 2013; Mamane et al., 2018; Bah et al., 2019; Sangne et al., 2019) pour raffiner l'analyse de la classification supervisée. Ainsi, dix classes d'occupation du terres a été défini avec une précision statistique significative car l'indice de Kappa est de 0,86. Cela traduit un accord presque parfait. Par ailleurs, les confusions entre les habitats et les cultures et entre les savanes et les cultures sont observées. Cela s'explique par la faible distinction

de certains hameaux peulh très réduit dans les zones de cultures. Aussi, les confusions entre les savanes et les cultures sont parfois liées au développement du milieu depuis l'enregistrement des images en 2014. Les plantations forestières sont souvent de taille très réduite sur le terrain et certaines sont de jeunes plantations à feuilles caduques. Donc l'activité photosynthétique est très faible pendant l'acquisition des images. La limite de cette étude est liée à l'absence de données historique afin d'évaluer la performance de l'interprétation des images de 1990 et 2000. La validation de la qualité de ces images s'est basée sur celle de 2014 qui est prise comme référence pour leur interprétation.

4.2. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou.

L'analyse de la dynamique de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou montre les différentes formes de changements qui se sont opérées dans le temps. Ainsi, les résultats révèlent de 1990 à 2014, une régression des forêts claires, des forêts galeries et des savanes arborées au profit des mosaïques de cultures et de jachères. Cela suggère une demande de plus en plus accrue de terres fertiles par la population locale. Le taux de conversion issu de l'analyse des matrices de transition montre une forte anthropisation de ces écosystèmes marquée par l'augmentation de l'aire des mosaïques de cultures et de jachères. Ces résultats sont conformes à ceux de Mama et al. (2013) dans la zone soudanienne au nord du Bénin, de Avakoudjo et al. (2014) et de Ousséni et al. (2016) sur la période de 1986 à 2016 qui montrent une régression continue des forêts et des savanes au profit des champs-jachères et des agglomérations à partir d'étude diachronique. Cette situation est la conséquence de plusieurs facteurs dans notre zone d'étude. Ces facteurs ont été largement documentés par (Tovihessi, 2018). Il s'agit entre autres du raccourcissement de la durée de la jachère, le boom démographique et la recherche de devise économique qui passe chez la population locale par la pratique de la culture du coton. Pour Hountondji (2008), la culture extensive du coton et les attaques saisonnières des formations forestières par des éleveurs transhumants à la recherche des ressources fourragères et de l'eau sont les principales causes de la régression des formations naturelles. Par ailleurs, le taux de croissance démographique dans la zone d'étude estimé à 4,68 de 2000 à 2013 (INSAE, 2015), traduit aussi une forte pression sur les ressources naturelles et pourrait engendrer une dégradation considérable si des mesures de gestion durable de ces écosystèmes ne sont pas mises en œuvre. La régression des formations forestières naturelles changerait la couverture du paysage de la forêt classée. Il est donc évident que la dynamique régressive du couvert végétal est fortement imputable aux facteurs anthropiques (Ngo Makak et al., 2018). Pour Temgoua et al. (2018), toutes ces transformations perturbent les conditions climatiques qui déterminent les processus écologiques de succession de la végétation. De ce fait, l'ampleur de la perte du couvert végétal de la forêt classée de Ouénou-Bénou pourrait donc impacter la régulation du climat tout en perturbant les conditions socio-économiques de la population rurale qui en dépend directement.

4.3. Implications de la dynamique spatio-temporelle de la forêt classée pour la conservation.

La compréhension des phénomènes de changement d'utilisation des terres est un outil d'aide à la prise de décision politique de la gestion efficace des écosystèmes. C'est ainsi que les processus de la dynamique d'occupation du sol ont été décrits par plusieurs auteurs au Bénin (Issiaka et al., 2016; Maazou et al., 2017; Oloukoi, 2013). Ces études sont également parvenues à montrer la régression des formations naturelles au profil des habitations et les espaces de cultures. Mais il ressort de la présente étude que les savanes arborées ont été les plus vulnérables au changement alors que les champs et jachère et les plantations fruitières sont vulnérables à l'expansion. Ce résultat pourrait s'expliquer par une forte dominance de cette classe d'occupation du sol dans cette forêt classée. Donc de nouveau défrichement se font majoritairement au détriment des écosystèmes savaniques. Le même constat est signalé par Sounon et al. (2007) lors de l'étude de l'effet de la dynamique d'occupation du sol sur la diversité floristique des forêts claires et les savanes au Bénin. Ainsi, la perte de surface des savanes constituerait une menace pour la conservation des habitats et donc de la biodiversité. Aussi, le récent attrait à la plantation d'anacardier par les populations dans le souci d'améliorer leurs conditions socio-économiques se traduit par la vulnérabilité des plantations fruitières à l'expansion. Cette pratique de la communauté locale ainsi que la politique forestière qui vise à reboiser ces écosystèmes à travers les plantations mono-spécifiques ne participent pas à la conservation de la biodiversité. Cette politique pour être plus efficace devrait mettre en œuvre les stratégies de restauration de ces écosystèmes. La restauration de ces écosystèmes constituerait le moyen efficace pour permettre à ces derniers de jouer continuellement leur rôle car le taux de déforestation est de plus en plus élevé sur les massifs forestiers. Ce taux est de 1,7% par an au cours de la période 1990 et 2000. Cela traduit le non-respect des clauses du classement de cette forêt classée qui les soustrait à l'usage des collectivités locales ou des individus. Nos résultats corroborent ceux de Houéssou et al., (2013) dans le Parc W qui ont montré que l'érosion des aires protégées est principalement liée aux activités agricoles. Le même constat est fait dans la sous-région Africaine particulièrement au Congo (Ciza et al., 2015) et dans la forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire (Sangne et al., 2019). La gestion de ces massifs forestiers pour être efficace doit investir dans la planification participative de l'utilisation des terres. Pour y parvenir, cette planification doit optimiser les objectifs socio-économiques et environnementaux. Une attention particulière doit être accordée aux formations naturelles riches en biodiversité tout en les écartant des activités agricoles.

5. CONCLUSION

Cette étude a révélé que dans la forêt classée de Ouénou-Bénou, les changements d'utilisation des terres induits par les pressions anthropiques ont participé fortement à la modification de la densité de son couvert. Il ressort que les formations naturelles ont régressé au profil des formations anthropiques caractérisées par les champs, les jachères et les plantations fruitières. Les savanes arborées ont été les plus

vulnérables au changement. Le taux annuel de déforestation de la forêt classée de Ouénou-Bénou (1,7% par an) a été plus élevé au cours de la période 1990-2000. Cette déforestation, majoritairement due à l'expansion des terres agricoles et à la surexploitation des ressources, affecte le rôle assigné à ces écosystèmes. Ainsi, maintenir la fonction de cette forêt classée revient à limiter ces pressions tout en incitant la restauration de l'écosystème. Par ailleurs, contribuer à conserver la biodiversité devra passer aussi par une sensibilisation des populations locales et la planification participative de l'utilisation des terres.

Références bibliographiques

- Adomou, A. C. (2005). *Vegetation patterns and environmental Implications for biogeography and conservation*. PhD thesis Wageningen University, 150p.
- Agrawal, R., & Srikant, R. (1994). Fast algorithms for mining association rules in large data bases. *J. Comput. Sci. Technol.*, 15(6), 487–499.
- Akognongbe, A., Abdoulaye, D., & Vissin, E. W. (2014). Dynamique de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Oueme à l'exutoire de Bétérou (Bénin). *Afrique SCIENCE*, 10(2), 228–242.
- Aubreville, A. (1957). Accord à Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et Forêts Des Tropiques*, (51) 23-27
- 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. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(6), 2608–2625.
- Bah, O. A., Kone, T., Yaffa, S., & Ndiaye, M. L. (2019). Land Use and Land Cover Dynamics in Central River Region of the Gambia , West Africa from 1984 to 2017. *American Journal of Modern Energy*, 5(2), 5–18. doi:10.11648/j.ajme.20190502.11
- Bamba, I., Mama, A., Neuba, D. F. R., Koffi, K. J., Traore, D., Visser, M., ... Bogaert, J. (2008). Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas Congo (République Démocratique du Congo). *Sciences & Nature*, 5, 49–60.
- Ciza, S. K., Mikwa, J., Malekezi, A. C., Gond, V., & Bosela, F. B. (2015). Identification des moteurs de déforestation dans la région d'Isangi, République démocratique du Congo. *Bois et Forêts Des Tropiques*, 324(2), 29–38.
- Coulibaly, L., Kouassi, K. H., Soro, G. E., & Savane, I. (2016). Analyse du processus de savanisation du nord de la Côte d'Ivoire par télédétection: Cas du département de Ferkessédougou. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 17(1), 136–143.
- DGFRN. (2009). *Plan d'aménagement participatif de la forêt classée de Ouénou – Bénou 2009 – 2018*,

124p.

Diouf, A., Barbier, N., Lykke, A. ., Couteron, P., Dablawe, V., Mahamane, A., ... Bogaert, J. (2012). Relationships between fire history, edaphic factor and woody vegetation structure and composition in a semi-arid savanna landscape (Niger, west Africa). *Appl.Veg.Sci.*, 5, 488–500.

Djogbenou, C. P., Glèlè Kakaï, R., Arouna, O., & Sinsin, B. (2011). Analyse des perceptions locales des aménagements forestiers participatifs au Bénin. *Vertigo*, 11(1), 1–16.

FAO. (2016). *Forêts et agriculture : défis et possibilité concernant l'utilisation des terres*. Rome (Italie), 137p. ISBN: 978-92-5-209208-7

FAO. (2018). *La situation des forêts du monde. Les forêts au service du développement durable*, Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, 158p.

Franklin, S. E., & Alii. (2002). Change detection and landscape structure mapping using remote sensing. *The Forestry Chronicle*, 78, 618–625.

Hammi, S., Simonneaux, V., Alifriqui, M., Auclair, L., & Ontes, N. (2007). Evolution des recouvrements forestiers et de l'occupation des sols entre 1964 et 2002 dans la haute vallée des Ait Bouguemez (Haut Atlas central, Maroc). *Secheresse*, 18, 271–277.

Houéssou, L. G., Tèka, O., Imorou, I. T., Lykke, A. M., & 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), 87–101.

Hountondji, Y. H. (2008). *Dynamique environnementale en zones sahélienne et soudanienne de l'Afrique de l'Ouest : Analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal*. Thèse de doctorat; Université de Liège, 153p.

INSAE. (2015). *Quatrième Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH-4) : Résultats définitifs*. Direction des Etudes Démographiques, Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique, Cotonou. Bénin, 35p.

Issiaka, N. T., Arouna, O., & Imorou, I. T. (2016). Cartographie de la dynamique spatio-temporelle des parcours Naturels des troupeaux transhumants dans les Communes de Banikoara et de Karimama au Bénin (Afrique de l'ouest). *European Scientific Journal*, 12(32), 251–268. doi:10.19044/esj.2016.v12n32 251p.

Maazou, R., Rabiou, H., Issiaka, Y., Abdou, L., & Saidou, I. D. I. (2017). Influence de l'occupation des terres sur la dynamique des communautés végétales en zone Sahélienne : cas de la commune rurale de Dantchandou (Niger). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(1), 79–92.

Mama, A., Sinsin, B., Cannière, C. De, & Bogaert, J. (2013). Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *TROPICULTURA*, 31(1), 78–88.

- Mamane, B., Amadou, G., Barage, M., Comby, J., & 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 doi:10.4314/ijbcs.v12i4.13
- Muller, S. ., Rhazi, L., Saber, E., Rifai, N., Daoud-Bouattour, A., Bottollier-Curtet, M., ... Ghrabi-Gammar, Z. (2011). Peat mosses (*Sphagnum*) and related plant communities of North Africa: II- The Tingitanean-Rifan range (northern Morocco). *Nova Hedwigia*, 93, 335–352.
- Ngo Makak, R., Sanou, P., Toure, I., Tchindjang, M., & Makak, J. S. (2018). Analyse diachronique de l'occupation des terres pour la conception d'une base de données géo-référencées de suivi des dynamiques territoriales dans la commune rurale de Koumbia au Burkina Faso. *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement Du Bassin Du Congo*, 10, 23–35. doi:10.5281/zenodo.1215893
- Oloukoi, J. (2013). Scénario socio-économique et écologique des changements de l'occupation des terres au Bénin. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de l'environnement*, 13(1). doi:DOI : 10.4000/vertigo.13267
- Ousséni, A., Gervais, E. C., & Dramane, I. (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.
- RHAZI, L., GRILLAS, P., SABER, E., RHAZI, M., BRENDONCK, L. & W. A. (2012). Vegetation of Mediterranean temporary ponds: a fading jewel? *Hydrobiologia*, 689, 23–36.
- 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 (Terre et Vie)*, 73(2), 142–152.
- Sangne, C. Y., Sadaïou, Y., Barima, S., Bamba, I., & Doumé, A. N. (2019). Haut-Sassandra (Côte d ' Ivoire) Dynamique forestière post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d' Ivoire). [VertigO] *La Revue Électronique En Sciences de l'environnement*, 15(3), 1-18.
- Soro, G., & Alii. (2014). Apport de la télédétection à la cartographie de l'évolution spatio-temporelle de la dynamique de l'occupation du sol dans la région des Lacs (Centre de la Côte d'Ivoire). *Afrique SCIENCE*, 10(3), 146–160.
- Sounon BB, Sinsin B, G. S. (2007). Dynamic effects of land use on the structure and plant diversity of woodlands and savannas in Benin. *Tropicultura*, 25(4), 221–227.
- Temgoua, L. F., Allaissem, B., Tchamba, M., Saradoum, G., Osée, M. M., Caroline, M., & Solefack, M. (2018). Spatio-Temporal Dynamic of Land Use and Land Cover in the Classified Forest of Djoli-Kera, South-Eastern, Chad. *Journal of Forestry*, 283–296. doi:10.4236/ojf.2018.83019

Thierry, A., Martin, P., Ismaïla, T. I., & Brice, T. (2018). Modelisation Des Changements D'occupation Des Terres En Region Soudanienne Au Nord-Ouest Du Benin. *European Scientific Journal, ESJ*, 14(12), 248. doi:10.19044/esj.2018.v14n12 248p.

Tovhessi, S. M. (2018). *Analyse diagnostique de la dynamique du couvert végétal de la Forêt-Classée de Ouénou-Bénou et impact sur les services écosystémiques*, Mémoire de licence en Agronomie, Université de Parakou, 78p.

White, F. (1983). The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. *Nat. Resour. Res*, 20: 1–356.

Remerciements

La réalisation de ce travail a été possible grâce à un soutien financier de l'IRD au projet Dynamique-ASO (IRD:306625/00) à travers le projet Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Central et de l'Ouest (OSFACO).

Variabilité spatiale du stock de carbone de la biomasse aérienne de la zone urbaine vers la forêt tropicale dense dans cinq localités de la république du Congo

IFO Suspense Averti ^(1,*), BINSANGOU Stoffenne Malonga ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Géomatique et d'Écologie Tropicale Appliquée, Université Marien N'GOUABI,
Brazzaville, Congo

^(*) Auteur correspondant : Suspense Averti IFO, ifo.suspense@hotmail.fr, averti.ifosuspens@umng.cg

Résumé

Dans le contexte mondial de réchauffement global les forêts du bassin du Congo ont un rôle majeur à jouer dans l'atténuation des changements climatiques. Une étude sur l'impact de la croissance urbaine sur le stock de carbone aérien a été conduite dans de la république du Congo. Cette étude se repose sur l'hypothèse de base suivante, les villes se sont développées sur des terres qui autrefois étaient entièrement forestière. Les objectifs de cette étude étaient de quantifier le stock de carbone dans différents types d'occupation du sol partant de la zone urbaine à la zone de forêt dense. Pour atteindre les objectifs, dans chaque localité, des parcelles d'inventaires de 25 m x 25 m avaient été installées à l'intérieur des villes, les zones dégradées péri urbaines, ainsi que dans les zones où la forêt était stable en utilisant le logiciel 10.6. L'équation de Chave et al., 2014 a été appliqué pour estimer la biomasse aérienne des arbres. Cette étude a montré que la variabilité du stock de carbone est importante de la zone urbaine vers la forêt dense avec des écarts très importants entre les types d'occupation du sol. Le stock de carbone aérien dans toutes les localités d'étude varie de 0,1 tC.ha⁻¹ à 5,75 tC.ha⁻¹ dans les zones urbaines, de 20 à 76 tC.ha⁻¹ dans les jeunes forêts secondaires ainsi que dans les forêts dégradées et de 80 tC.ha⁻¹ à 430 tC.ha⁻¹ dans les zones de forêts non perturbées. Plusieurs causes anthropiques expliquent cette importante perte de carbone de la forêt vers les zones urbaines : l'abattage des arbres pour des raisons d'agriculture, la collecte du bois énergie, du bois en vue de la construction, l'occupation de l'espace pour des raisons d'implantations d'habitations ont été identifiées pour expliquer la conversion des terres ainsi constatées. L'étude montre que l'implantation des villes et leur extension en pleine zone forestière à des impacts important sur le stock de carbone aérien.

Mots clés : croissance urbaine, déforestation, biomasse aérienne, forêt tropicale, Congo

Abstract

In the context of global change, forests of the Congo Basin have a major role to play in mitigating climate change. A study on the impact of urban growth on the above ground biomass was conducted in Republic of Congo. This study is based on the following basic hypothesis, cities were developed on land where forest existed entirely previously. The aims of this study were to quantify the above ground carbon stock in different types of land use from, the urban area to the primary forest. To achieve the targets, in each locality, 25 m x 25 m inventory plots had been installed within cities, degraded areas perish urban, as well as in areas where the forest was stable using software 10.6. The equation of Chave et al., 2014 was applied to estimate the above ground biomass of trees. This study showed that the variability of carbon stock is significant from urban area to dense forest with very large differences between land use types. The stock of aboveground carbon in all studies locations ranges from 0.1 tC.ha⁻¹ to 5.75 tC.ha⁻¹ in urban areas, from 20 to 76 tC.ha⁻¹ in young secondary forests and degraded forests, and from 80 tC.ha⁻¹ to 430 tC.ha⁻¹ in non-disturbance forest. Several anthropogenic drivers explain this significant loss of carbon from the forest to urban areas: the felling of trees for agricultural reasons, the collection of wood energy, wood for construction, the occupation of space for reasons for housing settlements have been identified to explain the conversion of the land thus observed. The study shows that the location of cities and their expansion in the middle of the forest area has significant impacts on the aerial carbon stock.

Keywords: urban growth, deforestation, aboveground biomass, tropical forest, Congo

1. INTRODUCTION

La déforestation est un phénomène de régression des surfaces couvertes de forêt. Elle est définie comme étant la conversion d'une terre forestière vers une autre terre autre que la forêt (UICN-PC, 2014a). Selon le GIEC (2014), les émissions dues aux changements d'usage de terre représentent environ la moitié des émissions du secteur AFAT (Agriculture Forêt et autre utilisation des Terres). La déforestation et la dégradation des forêts contribuent approximativement de 12 à 20% aux émissions globales des gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Pearson et al., 2005 ; GIEC, 2007 ; van der Warf et al., 2009).

La déforestation est due à plusieurs causes directes et indirectes (Geist et Lambin, 2001 ; Tchatchou et al., 2015 ; Bouetou-Kadilamio et al., 2017 ; Ifo et al., 2017). L'une des causes directes est la croissance urbaine (Tchatchou et al., 2015). Celle-ci détruit les espaces naturels (Aguejidad, 2009) et constitue une source importante des émissions des gaz à effet de serre (GIEC, 2003). Elle participe à la perturbation des écosystèmes forestiers, entraînant ainsi la perte d'important stock de carbone et de la biodiversité forestière (Aguejidad, 2009 ; Seto et al., 2012). Ce stock de carbone constitue un élément clé du cycle global de carbone (FAO, 2017).

En république du Congo, deux études spécifiques confirment l'impact de la croissance urbaine sur la déforestation et la dégradation des forêts. Les pertes des forêts dues à la croissance urbaine sont passées de 261,63 ha dans la période entre les années 2000 et 2014 dans la ville de Ouessou, alors que la perte de la forêt est de près de 610 ha en trente ans entre 1986 et 2016 (Binsangou et al., 2017, Binsangou et al., 2018).

La croissance des villes a des impacts sur la durabilité des écosystèmes forestiers entraînant la perte de la biodiversité dans et autour des villes du Congo d'une part (Ifo et al., 2016). Par ailleurs, elle affecte l'habitat forestier avec des différences importantes notées dans la structure forestière entre les forêts primaires plus éloignées des villes que les forêts dégradées ou des forêts secondaires à proximité de celles-ci (Koubouana et al., 2018).

Plusieurs études ont estimé les stocks de carbone dans les différents réservoirs de carbone au Congo (Ekoungoulou et al., 2014 ; Ifo et al., 2015 ; Ifo et al., 2017 ; Bocko et al., 2017 ; Ifo et al., 2018). Cependant, aucune ne rapporte ni les estimations de stocks de carbone en milieu urbain, ni les impacts des activités anthropiques telles que la croissance urbaine. Cette étude a donc pour objectifs d'évaluer l'impact de la croissance urbaine sur le stock de carbone forestier. Cette étude se repose sur l'hypothèse de base suivante : les villes se sont développées sur des terres qui autrefois étaient entièrement forestière. Les objectifs de cette étude étaient de quantifier le stock de carbone dans différents types d'occupation du sol partant de la zone urbaine à la zone de forêt dense.

2. METHODOLOGIE

2.1. Zone d'étude

Cette étude a été réalisée dans la partie septentrionale de la république du Congo où s'est développé le grand massif forestier de la république du Congo avec près de 15 millions d'hectare. Dans cette zone, cinq villes : Impfondo (Lat., 1°37'33.40°N ; Long, 18°3'14.18°), Dongou (Lat, 2°2'47.56°N ; Long, 18°3'3.51°E) (département de la Likouala) ; Ouesso (Lat, 1°36'55.70°N ; Long, 16°2'46.98°E), Ngombe (Lat, 1°25'53.80°N; Long, 16°10'45.40°E) et Pokola (Lat, 1°25'3.89°N, Long, 16°19'43.39°E) (département de la Sangha) avaient été choisies pour mener l'étude sur la croissance urbaine et impact sur les déforestation et la dégradation forestière (Figure 1).

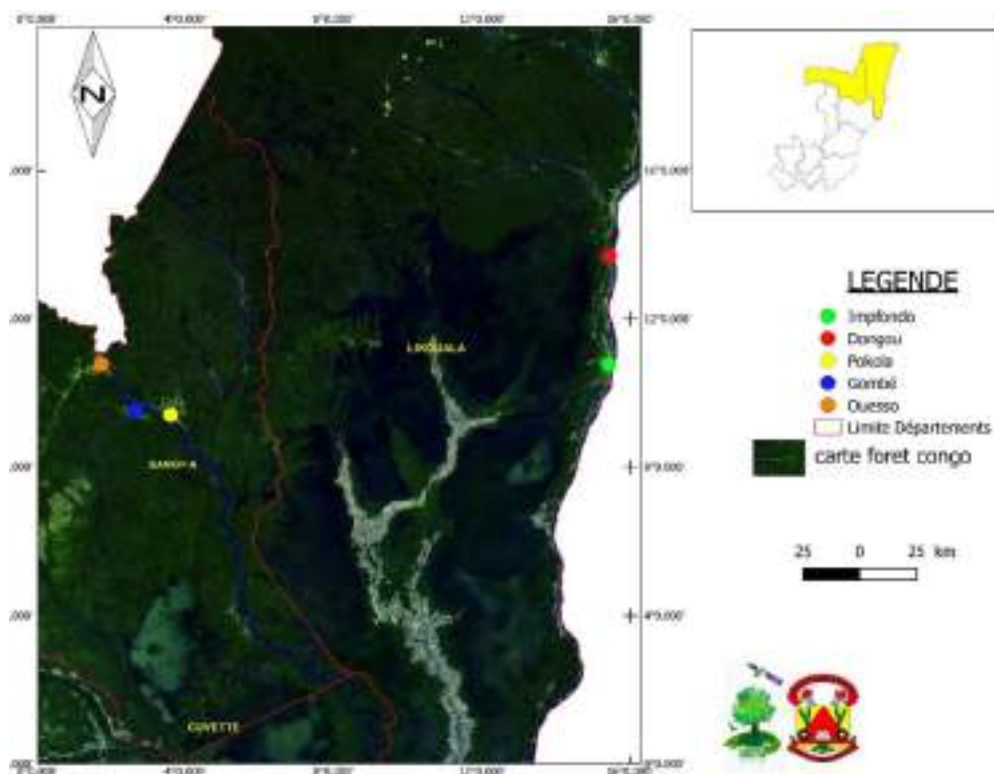


Figure 1 : Présentation de la zone d'étude

2.2. Climat

Le climat du département de la Sangha est du type équatorial congolais caractérisé par une pluviométrie (Samba-Kimbata, 1991). Il tombe plus de 50 mm de pluie tous les mois avec deux minima en janvier-décembre et juillet (57 à 64 mm) et deux maxima en mai et septembre-octobre (200 à 240 mm). Dans le département de la Likouala, le climat s'apparente aux climats équatoriaux et tropicaux humides du type guinéen forestier caractérisé par une température moyenne annuelle de 25-26 °C ; des précipitations annuelles de 1600 à 1800 mm (Figure 2) avec une variabilité interannuelle de 10 à 15%.

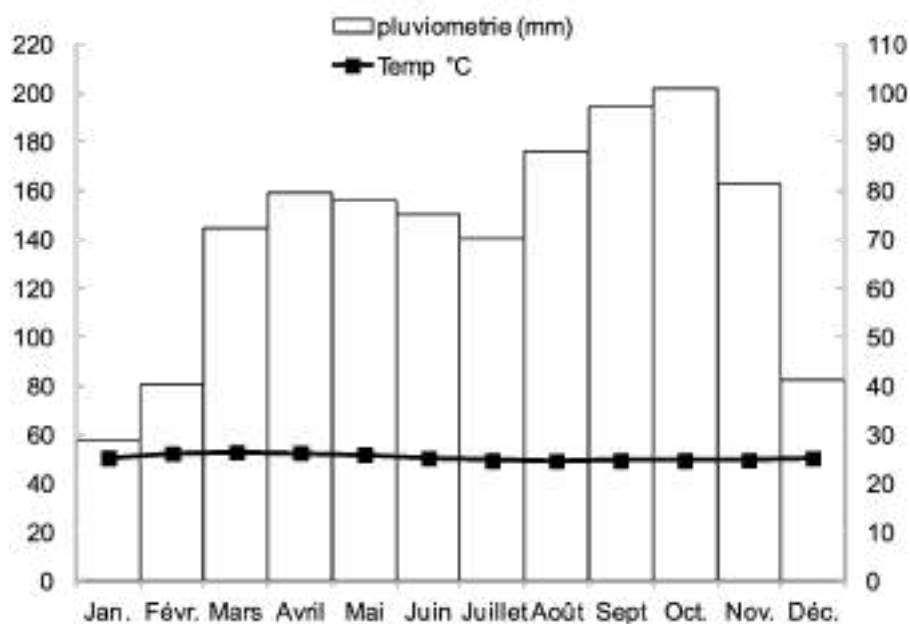


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la Likouala 'moyenne de 1932-2015

2.3. Végétation de la zone d'étude

La zone d'étude est essentiellement dominée par une végétation forestière, et celle-ci est dominée par des essences de grande valeur commerciale telles le Sapelli (*Entandrophragma cylindricum*), le Sipo (*Entandrophragma utile*), le Wengué (*Millettia laurentii*), le Padouk (*Pterocarpus soyauxii*), etc. La structure de la végétation forestière ainsi que la biodiversité varient cependant d'une localité à une autre mais aussi suivant le type de forêt (primaire ou secondaire) (Ifo et al., 2016, Koubouana et al., 2018). On note aussi la présence des forêts de terre ferme ainsi que des forêts inondées et saisonnièrement inondées avec des stocks de carbone variant d'une strate à une autre (Bocko et al., 2017).

2.4. Étude de la croissance urbaine des villes étudiées.

La croissance urbaine des villes étudiées dans le présent article a été faite par télédétection en appliquant la méthode de détection des changements. Ceci a été rendu possible en utilisant les images Landsat de différentes dates (1986 et 2016) couvrant les différentes localités. Le traitement des images a été fait grâce au logiciel ERDAS en suivant la chaîne de traitement des images. L'évaluation de la précision cartographique a suivi le protocole proposé par Pontus et al. (2014). Les détails de la production des différentes cartes d'occupation du sol des différentes localités ont été présentés dans deux publications antérieures (Binsangou et al., 2017, Binsangou et al., 2018).

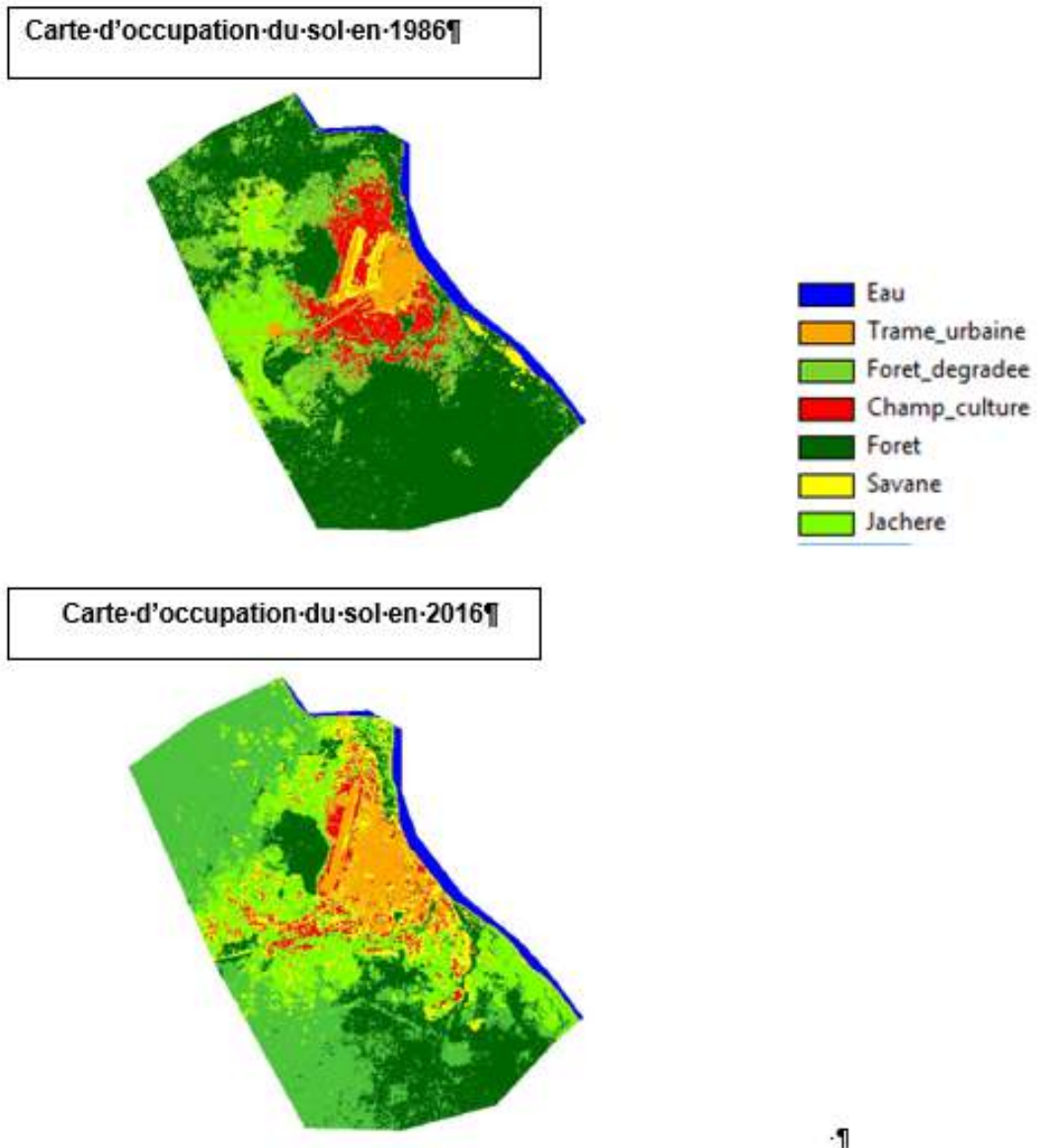


Figure 3 : Occupation du sol dans la localité de Ouesso

2.5. Inventaire forestier

Un total de 99 parcelles unitaires de 25 m x 25 m ont été installées de façon contiguë (forêts secondaires) et les forêts primaires, mais aussi à l'intérieur des différentes localités dans lesquelles l'étude a été menée. Afin d'éviter tout biais dans l'estimation de la biomasse aérienne, quatre points, représentant des parcelles de 25 m x 25 m ont été générés et distribués sur l'étendue des villes (trame urbaine), dans la zone de la classe non forêt, et la classe forêt (Figure 3) grâce au logiciel ArcGIS 10.6. Ces parcelles ont été installées physiquement sur le terrain afin de procéder à la collecte des données nécessaires au calcul de la biomasse aérienne.

A l'intérieur de chaque parcelle de 25mx25m, tous les arbres de diamètre ≥ 10 cm ont été inventoriés. Pour chaque arbre, les données suivantes ont été collectées :

- Diamètre (dbh) de l'arbre mesurés à 1,30 mètre du sol, avec un ruban mètre ;
- Nom de l'essence avec l'aide d'un guide local à travers les noms vernaculaires ;
- Hauteur des arbres à l'aide d'un vertex (Laser) dans le département de la Sangha, le département de la Likouala. Dans les parcelles où les valeurs de la hauteur n'ont pas été mesurées avec le laser, une équation allométrique (équation 1) avait été appliquée, celle de Chave et al., (2014).

$$H = 45,1 - 42,8 * \exp (-0,025 * D) \quad \text{équation 1}$$

Avec H : hauteur de l'arbre et D : le diamètre de l'arbre en cm mesuré à 1,30 m du sol.

2.6. Estimation de la biomasse aérienne

La biomasse aérienne des arbres des différentes zones d'étude a été estimée en appliquant l'équation allométrique de Chave et al. (2014) (équation 2). Cette équation prend en compte le diamètre, la densité spécifique du bois et la hauteur totale de l'arbre. Cette équation permet une meilleure estimation de la biomasse aérienne des arbres en comparaison aux équations de Feldpausch et al. (2012), et donne des précisions allant jusqu'à 90% dans les estimations de la biomasse dans les parcelles de 0,25 ha dans les forêts tropicales humides. La hauteur totale des arbres a été estimée à partir de l'équation 2. Les densités spécifiques du bois de chaque arbre inventorié ont été extraites d'une base de données globale (Zanne et al., 2009). Le stock de carbone aérien de chaque arbre est obtenu en appliquant la fraction de carbone 0,49 tonne.MS^{-1} appliquée pour des bois et arbres de DBH supérieur ou égal à 10 cm de diamètre (Hughes et al., 2000).

Les stocks de carbone aérien ont été calculés pour les différents types de forêt de la zone d'étude mais aussi les différents regroupements forestiers.

$$AGB = 0,0673 * (d_i * (Dbh_i)^2) * H_{totale}, \quad \text{équation 2}$$

Où : Dbh_i : diamètre de l'arbre en centimètre (cm) mesuré à 1,30 m ; d_i : la densité spécifique du bois ; H_i^{total} : Hauteur totale de l'arbre.

3. RESULTATS

3.1. Stocks de carbone aérien entre les types d'écosystèmes

Les résultats montrent des différences énormes de carbone aérien entre le milieu urbain et les forêts (dégradées et primaires). A l'intérieur des villes et localités étudiées, les stocks de carbone aérien varient de $0,1 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ à $5,75 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Dans les zones de transition entre milieux urbains et forêts primaires, le stock moyen de carbone est de $74,7 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ alors que celui est plus important dans les forêts primaires et atteint des valeurs de $162 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ à $198,9 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. (Figure 4).

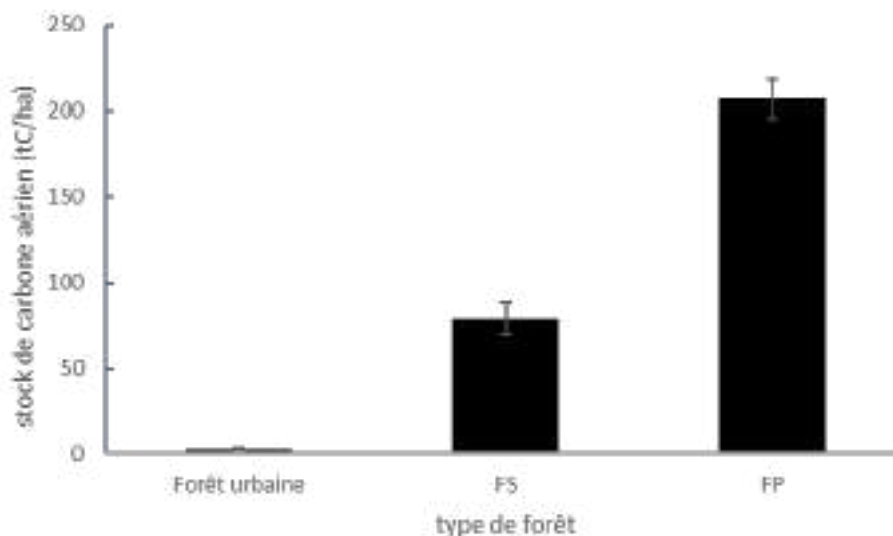


Figure 4 : Stock de carbone entre milieu urbain et les milieux forestiers

3.2. Stock de carbone moyen des groupements forestiers

Le stock de carbone par groupement forestier varie de manière très significative d'un type à un autre. Dans les forêts primaires, les stocks les plus élevés ont été observés dans les forêts primaires à *Guibourtia demeusei*, avec un stock total en carbone de $465 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ alors que ce stock est de $340 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans les forêts primaires à *Lophira alata*.

Les stocks de carbone varient de 20 à $36 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans les forêts à *Musanga cecropioides* qui se sont développées autour des villes de Dongou et Impfondo, alors que dans les forêts à Macaranga, les stocks de carbone totaux varient de $35 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ à $74 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ entre les villes de Dongou, Impfondo et Ouessou. La figure 5 présente les stocks de carbone par groupement forestier autour des villes de Dongou et Impfondo au nord de la république du Congo.

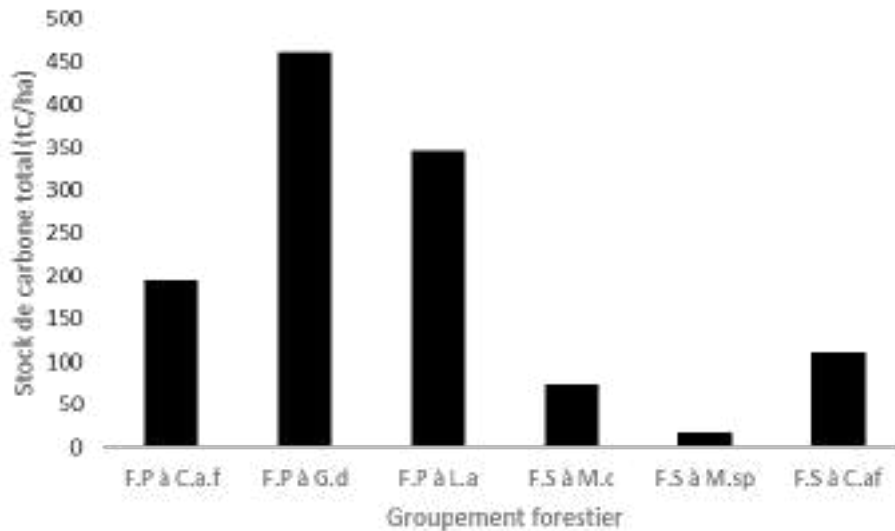


Figure 5 : Stock total de carbone par groupement forestier

3.3. Stock de carbone autour de la localité de Pokola et de NGombé

Les stocks de carbone de la biomasse aérienne varient de 19,1 tC.ha⁻¹ dans les forêts secondaires à 440 tC.ha⁻¹ dans les forêts primaires de NGombé. Dans les forêts récemment exploitées, le stock moyen de carbone est estimé à 45,5 tC.ha⁻¹ alors que dans les forêts anciennement exploitées, et dans les forêts primaires, le stock moyen de carbone est de 118,7 tC.ha⁻¹. L'estimation du stock de carbone dans les forêts primaires de Ngombé était de 284 tC.ha⁻¹. La Figure 6 présente la variation du stock de carbone dans les différentes parcelles d'inventaires autour de ces deux localités.

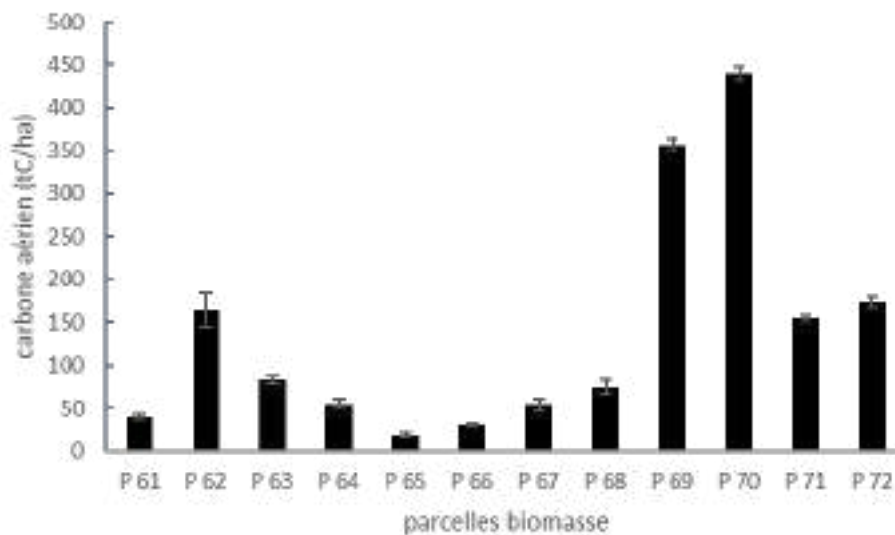


Figure 6 : Stock de carbone dans les différentes parcelles d'inventaires

4. DISCUSSION

Les stocks de carbone obtenus dans cette étude montrent une grande variabilité spatiale entre les types de forêts dans les zones où il y a plusieurs types de forêt : forêt primaire, forêt dégradée et mais aussi des forêts secondaires. Cette variation spatiale de la biomasse aérienne a été également observée par Mugnier et al. (2009), Lewis et al. (2013), Fayolle et al. (2013), Ifo et al. (2018). Ces auteurs ont affirmé que les stocks moyens de carbone aérien varient selon les types forestiers (forêt de terre ferme, saisonnièrement inondée, de basse altitude, mono ou plurispécifique), le microclimat, l'âge de la forêt, mais aussi la structure forestière.

Cette grande variation spatiale peut aussi s'expliquer par plusieurs facteurs comme la biodiversité des essences forestières, le climat local, le substrat géologique et pédologique, mais aussi l'action des facteurs anthropiques comme la déforestation et la dégradation forestière, le relief, la structure forestière, la strate forestière (Chave et al., 2005 ; Molto, 2012 ; Ifo et al., 2015 ; Ifo et al., 2018). Il a été également démontré que la méthodologie d'échantillonnage, et le type d'équation allométrique utilisé pourrait expliquer la variabilité du stock de carbone (Chave et al., 2004 ; Molto, 2012).

Dans cette étude, nous avons opté pour des parcelles rectangulaires couplées à un échantillonnage aléatoire dans les différentes strates forestières. Ce couplage a pour but de réduire le biais dû à l'échantillonnage orienté et permet d'obtenir des résultats plus représentatifs de la variabilité spatiale de du stock de carbone aérien. (Ifo et al, 2015 ; Bocko et al., 2017).

Par ailleurs, cette étude révèle l'action essentielle des activités anthropiques sur les stocks de carbones des forêts naturelles autour des localités de Pokola, Dongou, Impfondo, Gombe et Ouesso. En suivant un gradient croissant de la ville vers les zones forestières stables, le stock de carbone dans toutes les localités est plus faible dans les à l'intérieur des établissements ou des villes, moyen dans la zone intermédiaire forêt stable. Par ailleurs, la différence de la structure forestière entre les forêts primaires et les forêts secondaires sont s'expliquent par le fait que la zone non forêt est vitale pour l'économie locale des populations habitants les villes. Ces forêts sont régulièrement coupées à des fin activités agricoles et pastorales (plantation de cacao, le prélèvement du bois en vue des activités sciage artisanale, l'agriculture artisanale, la fabrication des pirogues, la collecte du bois en vue de la cueillette des chenilles et du miel autour des localités de Dongou, Impfondo en particulier), mais aussi pour satisfaire la demande en bois énergie locale, le bois d'œuvre.

Les facteurs évoqués ci-dessus ne sont pas les mêmes que ceux identifiés dans les localités de Gombé et Pokola (la CIB et la société IFO), où l'exploitation forestière est la principale cause de l'implantation et du développement de ces villes. A cela, s'ajoute les activités agricoles pour la survie des populations (Binsangou et al., 2017, Binsangou et al., 2018) et entraîne une diminution importante du stock de carbone.

Pramova et al., 2012 ont montré dans leur étude que cette régression de la superficie forestière du fait de la croissance urbaine, a des impacts très importants non seulement sur les forêts autour des villes ciblées, mais aussi sur l'environnement. La perte de ces forêts contribue ainsi au changement climatique à l'échelle globale (Ojima et al., 2005 ; Lambin et Geist, 2006), car elle contribue aux émissions d'importantes quantités de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.

5. CONCLUSION

La présente étude a permis de mettre en évidence l'existence d'une très grande variabilité spatiale du stock de carbone aérien entre les trois types d'occupation du sol suivant : zone urbaine, la zone non forêt ainsi que la zone forêt. Le développement de l'habitat dans la zone urbaine ainsi et les activités anthropiques expliquent tout autour expliquent les faibles stocks de carbone dans ces deux zones. Les stocks de carbone sont plus importants dans les forêts moins perturbées que dans les forêts dégradées et les zones de jachères. Dans le contexte mondial de la lutte contre les changements climatiques et de la préservation des forêts au Congo et dans le monde, cette étude indique la nécessité d'une meilleure gestion de la croissance des villes en vue d'une gestion durable des forêts. La variabilité importante de la biomasse aérienne autour des villes, doit être prise en compte par toutes les parties prenantes à la gestion des forêts afin de limiter d'importantes émissions de gaz à effet de serre.

Références

Aguejdad R., 2009. Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application a une agglomération de taille moyenne : rennes métropole. Thèse pour obtenir le titre de docteur de l'université européenne de Bretagne. Ecole doctorale sciences humaines et sociales. Université renne 2 haute Bretagne *sous le sceau de l'université européenne de Bretagne*, 378p.

Binsangou S, Ifo S. A, Koubouana F, Louvouandou L. F, Nzingoula S, Mansisse L., 2017. Suivi par télédétection de la déforestation due à la croissance urbaine de la ville de Ouessou dans la période de 2000–2016, République du Congo. *International journal of Innovation and scientific Research*, 30 (2): 186-197.

Binsangou S, Ifo S. A, Ibocko L, Louvouandou L, Tchindjang M, Félix Koubouana F., 2018. Urban Growth and Deforestation by Remote Sensing in the Humid Tropical Forest of Congo Bassin: Case of Impfondo in Republic of Congo. *American Journal of Environment and Sustainable Development*, 3 (3) : 46-54.

Bocko Y.E, Ifo S.A, Loumeto J.J., 2017. Quantification Des Stocks De Carbone De Trois Pools Clés De Carbone En Afrique Centrale : Cas De La Forêt Marécageuse De La Likouala (Nord Congo). *European Scientific Journal*, 13 (5) : 438-456.

Bouetou-Kadilamio L, Ifo S. A, Binsangou S., 2017. Changement de couverture forestière dans le département de la Likouala (République Du Congo) Durant La Période De 1986 À 2015. *European science journal*, 13: 322-343.

Chave J, Condit R, Aguilar S, Hernandez A, Lao S, Perez R., 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *The royal society*, 12p.

Chave J, Andalo, C, Brown S, Cairns M. A, Chambers J. Q, Eamus D, Folster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure J.P, Nelson B.W., Ogawa H, Puig H, Riéra B, Yamakura T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forest, *Oecologia*, 145: 87-99.

Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan M.S, Delitti W.B.C, Duque A, Eid T, Fearnside P.M, Goodman R.C, Henry M, Martínez-Yrizar A, Mugasha W.A, Muller-Landau H.C, Mencuccini M, Nelson B.W, Ngomanda A, Nogueira E.M, Ortiz-Malavassi E, Pélissier R, Ploton P, Ryan C.M, Saldarriaga J.G, Vieilledent G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: 3177–3190.

Ekoungoulou R, Liu X, Ifo S.A, Loumeto J.J, Folega F., 2014. Carbon stock estimation in secondary forest and gallery forest of Congo using allometric equations. *International journal of scientific & technology research*, 3(3): 465-474.

Feldpausch T.R, Lloyd J, Lewis S.L, Brien R.J.W, Gloor M, Monteagudo Mendoza A, Lopez-Gonzalez G, Banin L, Abu Salim K, Affum-Baffoe K, Alexiades M, Almeida S, Amaral I, Andrade A, Aragão L.E.O.C, Araujo Murakami A, Arets E.J.M.M, L. Arroyo, G. A. Aymard C, T. R. Baker, O. S. Bánki, Berry N.J, Cardozo N, Chave J. , Comiskey J.A. , Alvarez E., de Oliveira A., Di Fiore A. , Djangbletey G, Domingues T.F, Erwin T.L, P. M. Fearnside, M. B. França, M. A. Freitas, N. Higuchi, E. Honorio C, Y. Iida, E. Jiménez, A. R. Kassim, T. J. Killeen, W. F. Laurance, J. C. Lovett, Y. Malhi, B. S. Marimon, B. H. Marimon-Junior, E. Lenza, A. R. Marshall, Mendoza C, Metcalfe D.J., E. T. A. Mitchard, D. A. Neill, B. W. Nelson, R. Nilus, Nogueira E. M, Parada A, Peh K.S.H, A. Pena Cruz, Peñuela M.C. , Pitman N.C.A., Prieto A., C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez-Angulo, J. M. Reitsma, Rudas A, Saiz G., Salomão R. P., Schwarz M., Silva N., Silva-Espejo J.E., M. Silveira, B. Sonké, J. Stropp, H. E. Taedoung, S. Tan, H. ter Steege, J. Terborgh, M. Torello-Raventos, van der Heijden G.M.F, R. Vásquez, Vilanova E , Vos V.A, White L, Willcock S, Woell H, O.L. Phillips, 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*, 9 (8): 3381-3403.

FAO, 2017. Carbone organique du sol : une richesse invisible. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie. 72p.

Fayolle A, Doucet J.L, Gillet J.F, Bourland N, Lejeune P., 2013. Tree allometry in Central Africa Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 305: 29-37.

Koubouana F, Ifo A.S, Nzai S, Binsangou S, Mondzali-Lenguiya R, 2017. Étude comparative d'une forêt primaire et d'une forêt dégradée au Nord de la République du Congo par référence à la structure des forêts tropicales humides, *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo*, pp11-25

Geist H.J, Lambin E.F, 2001. III Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) Project IV. International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP) V. International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP), LUCC Report Series.

GIEC, 2003. Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie. Publié par l'Institut for Global Environmental strategies (IGES), pp : 22-222.

GIEC, 2007. Changements climatiques 2007. Rapport de synthèse. Quatrième rapport d'évaluation du GIEC. Genève, Suisse.

GIEC, 2014 : Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.

Ifo A.S, Koubouana F, Jourdain C, Nganga D., 2015. Stock and flow of carbon in plant woody debris in two different types of natural forests in bateke Plateau, Central Africa. *Open Journal of Forestry*. 5: 38-47.

Ifo S.A, Moutsamboté J.M, Koubouana F, Yoka J, Ndzai S, Bouetou-Kadilamio L N, Mampouya H, Jourdain C, Bocko Y, Mantota A.B, Mbemba M, Mouanga S.D, Odende R, Mondzali R, Yeto E, Mampouya W, Ouissika B.C, Loumeto J.J., 2016. Tree species diversity, richness, and similarity in intact and degraded forest in the tropical rainforest of the Congo Basin: Case of the forest of Likouala in the republic of Congo. Hindawi Publishing Corporation. 12p.

Ifo S.A, Binsangou S, Ibocko Ngala L, Madingou M, Sanchez A.C, 2018. Seasonally flooded, and *terra firme* in northern Congo: Insights on their structure, diversity and biomass. *African Journal of Ecology*. Pp: 1-12. DOI: 10.1111/aje.12555.

Koubouana F, Ifo A.S, Nzai S, Binsangou S, Mondzali-Lenguiya R., 2018. Étude comparative d'une forêt primaire et d'une forêt dégradée au Nord de la République du Congo par référence à la structure des forêts tropicales humides. *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo* 10/2018; 11:11-25., DOI:10.5281/zenodo.1436597.

Lambin E. F. and Geist H.J., 2006. Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts, Springer, Heidelberg, 222p.

Lewis S.L., Sonke B., Sunderland T., Begne S.K., Lopez-Gonzalez G., van der Heijden G.M.F., Phillips O.L., Affum-Baffoe K., Baker T.R., Banin L., Bastin J.F.B., Beckman H., Boeckx P., Bogaert J., De Cannière C., Chezeaux E., Clark C.J., Collins M., Djangbletey G., Djuikouo M.N.K., Droissart V., Doucet J.L., Ewango C.E.N, Fauset S., Feldpausch T.R., Foli E.G., Gillet J.F., Hamilton A.C., Harris D.J., Hart T.B., Haulleville T., Hladik A., Hufkens K., Huygens D., Jeanmart P., Jeffery K.J., Kearsley E., Leal M.E., Lloyd J., Lovett J.C., Makana J.R., Malhi Y., Marshall A.R., Ojo L., Peh K.S.-H., Pickavance G., Poulsen J.R., Reitsma J.M., Sheil D., Simo M., Steppe K., Taedoum H.E., Talbot J., Taplin J.R.D., Taylor D., Thomas S.C., Toirambe B., Verbeeck H., Vleminckx J., White L.J.T., Willcock S., Woell H. and Zemagho L., 2013. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Phil. Trans. R.Soc. B.* 368: 20120295.

Molto Q., 2012. Estimation de biomasse en forêt tropicale humide : Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française. Thèse Physiologie et biologie des organismes, populations interactions, Université des Antilles et de la Guyane, 184 p.

Mugnier A, Cassagne B, Bayos N, Lafon C., 2009. Estimation des stocks de carbone des forêts du bassin du Congo pour la REDD : Etude comparative conduite sur 22 types forestiers, 4 pays et un dispositif d'aménagement 4,8 millions d'ha. Buenos Aires, Argentina. 12 p.

Ojima D, Moran E, Connel W, Stafford Smith M, Laumann G, Morais J, Young B., 2005. Global Land Project – Science Plan and Implementation Strategy". Stockholm, IGBH-IHDP, 64p.

Pearson T, Harris N, Shoch D, Brown S, 2005. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. *Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics*, 25p.

Olofsson P, Foody G.M, Herold M, Stehman S.V, Woodcock C.E, Wulder M.A., 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148, 42-57

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 climatique. Brief n°14, Décembre 2012/cicofor.org. 16p.

Samba Kimbata M.J., 1991. Précipitations et bilans de l'eau dans le bassin forestier du Congo et ses marges. Thèse, Université de Bourgogne, Tome 1, 242p.

Seto K. C., BurakGüneralp B., et Hutyra L. R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS*, vol. 109, n° 40, 16083 – 16088, 6p.

Tchatchou B, Sonwa D. J, Ifo S.A, Tiana A.M., 2015. Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : Etat des lieux, causes actuelles et perspectives. Papier occasionnel 120, Bogor, Indonésie, CIFOR.

UICN-PC, 2014a. Les Facteurs de Déforestation et de Dégradation des Forêts : Résultats d'une analyse participative dans les Paysages TNS et TRIDOM (Cameroun, Congo, Gabon et RCA). Yaoundé, Cameroun. 81 pages + Annexes.

Van der werf G. R. et al., 2009. CO₂ emissions from forest loss. Nat. Geosci, 2 (11) : 737-738. Vroh B.T.A., Tiebre M.S. et N'guessan K.E. (2014), Diversité végétale urbaine et estimation du stock de carbone : cas de la commune du plateau Abidjan, Cote d'Ivoire. Afrique SCIENCE 10(3) (2014) 329-340. ISSN 1813-548X, <http://www.afriquescience.info>.

Zanne A.E, Lopez-Gonzalez G, Coomes D.A, Ilic J., Jansen S, Lewis S.L, Miller R.B, Swenson N.G, Wiemann M.C. & Chave J, 2009. Global wood density database. Dryad digital repository [www document]. URL <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>

Évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin

Ismâïla TOKO IMOROU ⁽¹⁾, Ousséni AROUNA⁽¹⁾, Soufouyane ZAKARI ^(1,*); Mama DJAUGA ⁽¹⁾, Omer THOMAS ⁽¹⁾, Gérard KINMADON ⁽²⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Cartographie de l'Université d'Abomey-Calavi

⁽²⁾ Section Communale des Eaux, Forêts et Chasse de Gogounou

^(*) Auteur correspondant: Soufouyane ZAKARI, soufouyanez@yahoo.fr

Résumé

Dans le bassin cotonnier du Nord-Bénin, la déforestation et la dégradation des forêts constituent une préoccupation majeure. L'objectif global de la présente recherche est de contribuer à la mise à disposition des données d'activités dans le cadre de l'évaluation des émissions globales de gaz à effet de serre produites par la déforestation et la dégradation des forêts. L'approche méthodologique a consisté à la collecte, au traitement et à l'analyse des données spatiales, des données phytosociologiques et d'inventaire forestier, des données climatologiques et des données socioéconomiques. L'analyse diachronique des images SPOT de 2000 et de 2015 a révélé la régression des formations forestières au profit des mosaïques de champs et de jachères. Le taux de déforestation sur l'ensemble du bassin cotonnier est de 2,94 %. Ce taux est de 4,25 % dans les terroirs villageois et de 0,66 % dans les aires protégées. On note globalement une baisse de la diversité spécifique aussi bien dans les terroirs villageois que dans les aires protégées entre 2007 et 2017. L'analyse des paramètres climatiques a révélé que le bassin cotonnier béninois connaît depuis plus de six décennies des mutations climatiques importantes caractérisées par une baisse de la pluviométrie depuis 1972 et une hausse des températures annuelles maximales et minimales respectivement à partir de 1978 et 1985. Selon les acteurs enquêtés, les principaux déterminants directs de déforestation et de dégradation des forêts sont l'agriculture, les feux de végétation et le surpâturage. Les déterminants indirects de déforestation et de dégradation des forêts sont les changements climatiques et la faible application de la législation forestière.

Mots clés : images satellites SPOT, déforestation, dégradation des forêts, aires protégées, terroirs villageois, bassin cotonnier du Bénin

Abstract

In the Northern of Benin cotton basin, deforestation and forest degradation are a major concern. The overall objective of this research is to contribute to the availability of activity data as part of the assessment of global greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation. The methodological approach consisted of the collection, processing and analysis of spatial data, phytosociological and forest inventory data, climatological data and socio-economic data. The diachronic analysis of SPOT images from 2000 and 2015 revealed the regression of forest formations in favor of field mosaics and fallow lands. The rate of deforestation throughout the cotton basin is 2.94%. This rate is 4.25 % in village lands and 0.66 % in protected areas. Overall, there is a decrease in specific diversity both in village soils and in protected areas between 2007 and 2017. The analysis of climatic parameters (rainfall and temperature) revealed that Benin's cotton basin has known for more than six decades major climatic changes characterized by a decline in rainfall since 1972. According to the actors surveyed, the main direct determinants of deforestation and forest degradation are agriculture, wildfires and overgrazing. Indirect determinants of deforestation and forest degradation are climate change and weak enforcement of forest legislation.

Keywords: SPOT satellite images, deforestation, forest degradation, protected areas, village lands, Benin cotton basin

1. INTRODUCTION

Au Bénin, près de 25 % du territoire national est érigé en réserves classées par l'État (Sinsin et Kampmann, 2010). Le couvert forestier national est dans sa majeure partie dégradé et fragmenté. Par exemple, la FAO (2010) estime que, d'une part, de 1978 à 2010, le pays a perdu près de 85 % de ses forêts denses et plus de 30 % de son couvert végétal et, d'autre part, c'est environ 50.000 ha de forêts qui sont détruits chaque année avec pour conséquence l'augmentation des émissions de CO₂. La déforestation est définie comme une conversion anthropique à long terme ou permanente de terres forestières en terres non forestières (GIEC, 2003). La dégradation des forêts est l'ensemble des changements au sein de la forêt qui affectent négativement la structure ou la fonction du peuplement ou du site et qui, par conséquent, diminuent sa capacité de fournir des produits et/ou des services (FAO, 2001). Les causes principales de la déforestation et de la dégradation des forêts sont, entre autres, l'agriculture itinérante, l'élevage extensif, l'exploitation forestière, la carbonisation et les feux de végétation, la croissance démographique, les changements climatiques, les limites et insuffisances de l'administration forestière (Oloukoi et *al.*, 2006 ; Bogaert et *al.*, 2011 ; Mama et *al.*, 2013 ; Avakoudjo et *al.*, 2014 ; Amoussou et *al.*, 2016)

Au Nord du Bénin, les zones cynégétiques de l'Atacora et de la Djona, les forêts classées de l'Alibori Supérieur, des Trois Rivières, de la Sota, de Goungoun, de Kandi et de la Mékrou devaient constituer une barrière verte à l'avancée du désert et protéger les bassins versants des cours d'eau de la région. Malheureusement les aires protégées de cette région sont de plus en plus empiétées par la production cotonnière (Vissin, 2007 ; Mama et *al.*, 2013 ; Avakoudjo et *al.*, 2014). Dans cette région, en dehors de la production cotonnière, l'élevage bovin essentiellement extensif et transhumant, l'exploitation forestière abusive, les feux de végétation, les influences climatiques sahéliennes sont autant d'autres facteurs qui exercent des pressions sur les terres et la végétation (Hountondji et *al.*, 2013). Plusieurs recherches ont été réalisées dans la région sur divers aspects de l'occupation des terres et de la dynamique des écosystèmes. D'abord sur la thématique climat-occupation des terres-dynamique des écosystèmes, on peut citer les travaux de Vissin (2007), de Hountondji (2008), de Zakari et *al.* (2015) et ceux de Amoussou et *al.* (2016). Ensuite, la déforestation, la fragmentation du couvert végétal, la dynamique du paysage et l'état de la flore et de la végétation ont été abordés par d'autres auteurs (Bogaert et *al.*, 2011 ; Hountondji et *al.*, 2013 ; Mama et *al.*, 2013 ; Arouna et *al.*, 2016 ; Kouta et *al.*, 2018). Enfin, d'autres travaux ont porté sur l'occupation du sol dans et/ou autour des aires protégées de la région (Houessou et *al.*, 2013 ; Avakoudjo et *al.*, 2014 ; Sarè Wara Kassim, 2017 ; Zakari et *al.*, 2018 ; Sarè et *al.*, 2018). Il est alors opportun dans un tel contexte d'évaluer la déforestation et la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier. La plupart des recherches conduites sur le sujet n'ont abordé qu'un aspect du sujet (la déforestation ou la dégradation des forêts) sur une portion réduite du bassin cotonnier. L'objectif global est de contribuer à la mise à disposition des données d'activités dans le cadre de l'évaluation des émissions globales de gaz à effet de serre au

Bénin. L'objectif de cette recherche est de : cartographier les changements spatio-temporels de l'occupation des terres dans les aires protégées et les terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin entre 2000 et 2015

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Zone d'étude

La zone d'étude est localisée dans la région soudanienne au Nord du Bénin (Figure 1). Il prend en compte les terroirs villageois et les aires protégées (forêts classées de la Sota, de Goungoun, de Kandi et zones cynégétiques de l'Atacora et de la Djona) situés dans les communes de Banikoara, Kandi, Malanville et Ségbana non seulement réputées pour la production du coton et de viviers (sorgho, maïs, mil, etc.) mais également pour l'élevage bovin au plan national. Ces quatre communes cumulent une population d'environ 7 % de la population totale du Bénin sur une superficie de plus de 13 % de la superficie du pays. La densité de population moyenne est de 44 habitants/km² dans la zone pour une moyenne nationale de 87 habitants/km².

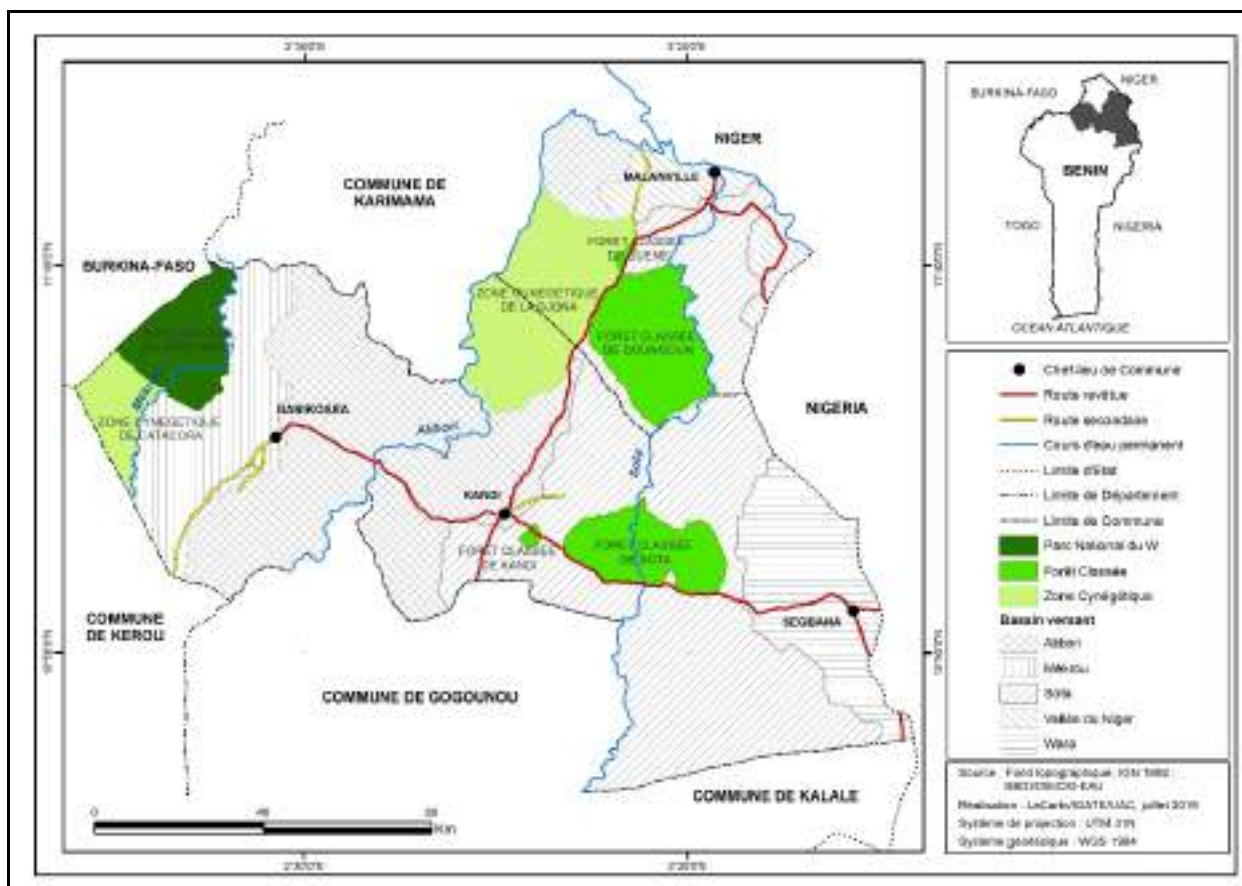


Figure 1 : Situation géographique de la zone d'étude

2.2. Données et Méthodes

Le fondement méthodologique est essentiellement basé sur l'analyse diachronique de l'occupation des terres et des paramètres floristiques et dendrométriques. Elle a été complétée par l'examen des facteurs potentiels de déforestation et de dégradation des forêts.

2.2.1. Méthode d'analyse diachronique de l'occupation des terres et d'évaluation de la déforestation

Disponibilité des données satellitaires

Les données satellitaires utilisées sont les images SPOT pivots de 2000 et 2015. Ces différentes images fournies par le programme OSFACO avaient déjà subi des corrections géométriques (géo référencement, corrections des distorsions). Il s'agit des scènes de 2000 (13 scènes SPOT 4), de 2014 (3 scènes de SPOT 7 et 6 scènes de SPOT 6), de 2015 (2 scènes de SPOT 7 et 1 scène de SPOT 6), et de 2016 (1 scène de SPOT 6).

Méthode de traitement des images

La cartographie des changements spatio-temporels de l'occupation des terres a débuté par le traitement numérique des images satellitaires à l'aide du logiciel QGIS2.18.2 notamment le module Train Radom Forest Image Classifier contenu dans la boîte à outils Orfeo. L'algorithme « RandomForest » a été déjà utilisé dans des études antérieures sur la classification des images satellitaires (Rodriguez-Galiano *et al.*, 2012 ; Shao *et al.*, 2016).

Ce traitement numérique comprend : l'importation des images spots dans le logiciel QGIS, le découpage de la zone d'intérêt, le calcul de la pyramide de l'image, la composition colorée, le choix des aires d'entraînement et la classification supervisée par maximum de vraisemblance.

- Importation des images SPOT dans QGIS

Les différentes scènes des images SPOT ont été importées dans le logiciel QGIS.

- Découpage de la zone d'intérêt

Le découpage de la zone d'intérêt a consisté à délimiter les quatre communes (Banikoara, Kandi, Ségbana et Malanville) sur les différentes scènes.

- Composition colorée

La composition colorée permet de produire des images en couleurs en tenant compte de la signature spectrale des objets. Elle sert avant tout à distinguer les différents objets présents sur les images afin de faciliter leur interprétation. Dans ce traitement, les Bande 4 : Moyen infrarouge (MIR) (1,58–1,75 μm), Bande 3 : Proche infrarouge (0,78–0,89 μm), Bande 2 : Rouge (0,61–0,68 μm) de l'image SPOT de 2000 et les Bande 4 : Proche infrarouge (0,760 – 0,890 μm), Bande 3 : rouge (0,625 – 0,695 μm), Bande

2 : verte (0,530 – 0,590 μm) de l'image SPOT 2015 ont été respectivement utilisées pour discriminer les différentes unités d'occupation des terres.

- Création des ROIs (Region Of interest)

Les unités d'occupation des terres ont été identifiées et codées sur les différentes scènes. Il s'agit de forêt galerie, forêt dense sèche, forêt claire et savane boisée, savanes arborée et arbustive, savane saxicole, plantation, mosaïque de champs et jachères, sol nu, formation marécageuse, plan d'eau et agglomération. Pour chaque unité d'occupation des terres, les ROI (aires d'entraînement) ont été délimitées loin des zones de transition afin d'éviter d'inclure des pixels mixtes qui pourraient être classés dans deux classes distinctes.

- Création du modèle de classification (Entraînement du classifieur *Random Forest*)

En vue de la classification sous *Random Forest*, il a été créé un modèle nécessaire à son lancement en se servant des ROIs créés au préalable. Le module *Train Radom Forest Image Classifier* de la boîte à outils de Orfeo a permis la création du modèle. Une fois le modèle validé à travers la valeur « *Global performance, Kappa index* », pour chaque image (Toko Mouhamadou, 2014 ; Oloukoi *et al.*, 2006), la classification est faite à partir du module Image classifieur contenu dans la boîte à outils Orfeo.

- Classification supervisée par maximum de vraisemblance

La classification supervisée a été ensuite réalisée. Les parcelles d'entraînement ont été utilisées pour établir une caractéristique numérique clé pouvant décrire au mieux les attributs spectraux pour chaque type de classes. Dans ce cas, l'algorithme paramétrique choisi est le maximum de vraisemblance (Toko Issiaka, 2014 ; Toko Mouhamadou, 2014).

Dans la classification supervisée, l'analyste d'image supervise le processus de catégorisation des pixels en spécifiant à l'algorithme informatique des descripteurs numériques de divers types d'occupation des terres présents dans la scène. Ainsi, des échantillons représentatifs des sites connus dans l'occupation des terres (parcelles d'entraînement) ont été utilisés.

- Vectorisation

Les images classifiées ont été transformées en un fichier de forme afin de pouvoir déterminer les superficies de chaque unité d'occupation des terres et d'établir la matrice de transition. La matrice de transition est sous forme de matrice carrée et constituée de X lignes et de Y colonnes. Le nombre de lignes de la matrice indique le nombre d'unités d'occupation des terres au temps t 0 ; le nombre Y de colonnes de la matrice est le nombre des unités converties au temps t 1 et la diagonale contient les superficies des unités restées inchangées. Les transformations se font des lignes vers les colonnes.

– Mission de contrôle terrain et évaluation de la cartographie de l'occupation des terres

Le contrôle-terrain a consisté à vérifier les classes de pixels issues de la classification. Les classes de pixels à vérifier sur le terrain ont été déterminées à partir de la méthode d'échantillonnage proportionné à 1 degré. Au total, 483 points répartis sur les différentes unités d'occupation des terres ont été vérifiés sur le terrain. Les unités qui ne sont pas bien identifiées sur les images ont été corrigées à partir de ces points. La Figure 2 présente la carte de répartition des points contrôlés.

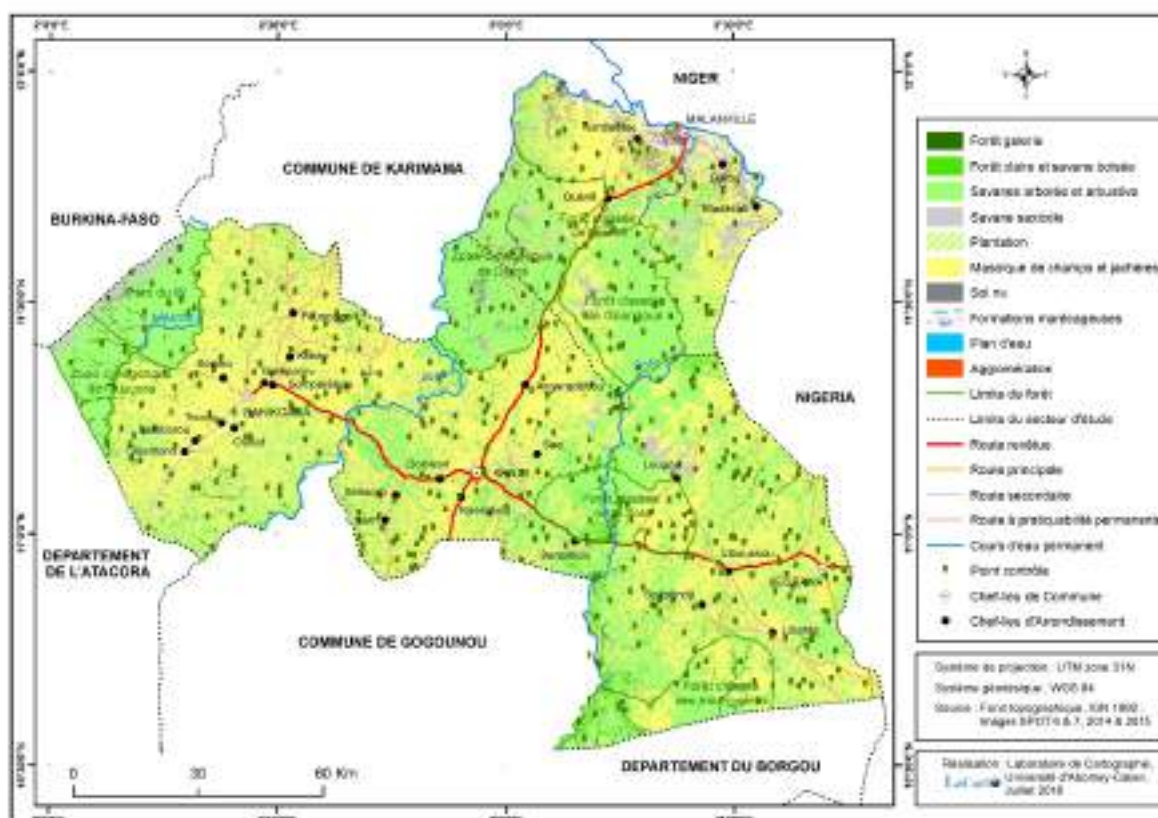


Figure 2 : Répartition des points contrôlés dans la zone d'étude

2.2.2. Méthode d'évaluation de la déforestation

Le niveau de déforestation a été évalué à partir du taux de déforestation annuel "r" calculé par la formule proposée par Puyravaud (2003).

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \times \ln \frac{A_2}{A_1}$$

$t_2 - t_1$ représente l'intervalle de temps dans lequel l'on veut évaluer les changements de l'occupation des terres. A_1 et A_2 représentent la somme de la proportion des formations végétales naturelles (forêt galerie, forêt dense sèche, forêt claire et savane boisée, savanes arborées et arbustives, savane saxicole) de chaque année.

2.2.3. Méthode de caractérisation de la dégradation des forêts : inventaires phytosociologique et forestier

Les inventaires phytosociologique et forestier ont été réalisés afin d'apprécier l'état de dégradation des forêts. Ce sont les placettes de l'Inventaire Forestier National (IFN) de 2007 qui ont été inventoriées en 2017 suivant les mêmes bases méthodologiques. Les inventaires de la végétation ont été effectués en 2017 parce que c'est l'année de démarrage du projet.

L'aire de relevé retenue a été une placette circulaire de rayon 18 m pour la strate arborescente. Il s'agit des placettes permanentes de l'IFN (2007). Au total, 143 placettes ont été inventoriées.

Les inventaires forestiers ont été faits à l'aide des fiches d'inventaire. L'inventaire forestier a consisté à dénombrer tous les ligneux. Le diamètre des ligneux de dbh ≥ 10 cm a été mesurée à l'aide du ruban π . La hauteur des espèces ligneuses a été mesurée à l'aide de la perche télescopique ou du clinomètre.

Les paramètres dendrométriques (densité, diamètre moyen, surface terrière) et les indices de diversité (richesse spécifique, diversité spécifique, équitabilité de Pielou, indice de Simpson) ont été calculés dans les aires protégées et dans les terroirs villageois. Le test t de Student a été réalisé après : transformation en racine carrée, normalité et homogénéité de variance des séries de données.

2.2.4. Méthode d'analyse des déterminants de la déforestation et de la dégradation des forêts

Plusieurs moteurs de la déforestation et de la dégradation ont été analysés. Il s'agit des paramètres climatiques et des paramètres socio-économiques.

Analyse des paramètres climatiques

L'analyse des paramètres climatiques a consisté à étudier l'évolution de la pluviométrie et des températures dans le bassin cotonnier à partir des données de la station météorologique de Kandi. Ces données sont constituées des hauteurs pluviométriques annuelles et des températures annuelles maximales et minimales. Elles couvrent la période de 1951 à 2015. Le choix de cette période se justifie par le fait que les effets des fluctuations climatiques sur la végétation forestière ne sont perceptibles que sur une longue période.

L'analyse de la pluviométrie et des températures a été faite par la méthode des indices de Lamb (1982) et la recherche de rupture de stationnarité dans les séries chronologiques de ces deux paramètres.

Le calcul des indices pluviométriques et thermométriques a permis de dégager les grandes tendances dans les séries chronologiques climatiques. A l'échelle interannuelle, ils permettent de mettre en évidence les phases déficitaires et les phases excédentaires. Ils sont calculés à partir de la formule suivante :

$$x'_i = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma(x)} \quad (\text{formule 1})$$

x'_i = variable centrée réduite pour l'année i (indice pluviométrique ou thermométrique selon la variable étudiée); \bar{x} = moyenne de la série chronologique sur la période 1951-2015 $\sigma(x)$ = écart-type de la série chronologique sur la période 1951-2015.

L'indice pluviométrique est bien adapté au suivi des variations de la dynamique de la végétation en relation avec l'évolution de la pluviométrie (Diallo et *al.*, 2011).

La recherche de rupture de stationnarité a été faite à l'aide du test statistique de Pettitt (1979). L'application du test a été effectuée à l'aide du logiciel KhronoStat 1.01 développé par l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD).

Analyse des paramètres socio-économiques

Les enquêtes socio-économiques ont été réalisées auprès des acteurs principaux dont les activités touchent d'une manière ou d'une autre, l'occupation des terres et l'exploitation des ressources forestières. Il s'agit essentiellement des agriculteurs, des éleveurs, des exploitants forestiers et des charbonniers. Les données statistiques sur l'effectif de ces différents acteurs n'étant pas disponibles, la taille de l'échantillon à enquêter au niveau de chaque catégorie d'acteurs a été déterminée à partir de la formule de Dagnelie (1998). Au total, 235 acteurs ont été interrogés. Sa formule est la suivante :

$$n = \frac{p(1-p)U^2_{1-\frac{\alpha}{2}}}{d^2}$$

P étant la proportion de chaque catégorie d'acteurs, obtenue à partir d'une enquête exploratoire, d = 10 % (marge d'erreur variant de 0 à 20 %).

Pour analyser les déterminants de la déforestation et de la dégradation des forêts selon différents acteurs, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été effectuée avec le logiciel R.

3. RESULTATS

3.1. Cartographie de la dynamique du couvert forestier de 2000 à 2015

Les Figures 3 et 4 présentent les états de l'occupation des terres dans le bassin cotonnier du Bénin (communes de Banikoara, de Kandi, de Malanville et de Ségbana) en 2000 et en 2015. La précision moyenne de ces cartes est de 92 %.

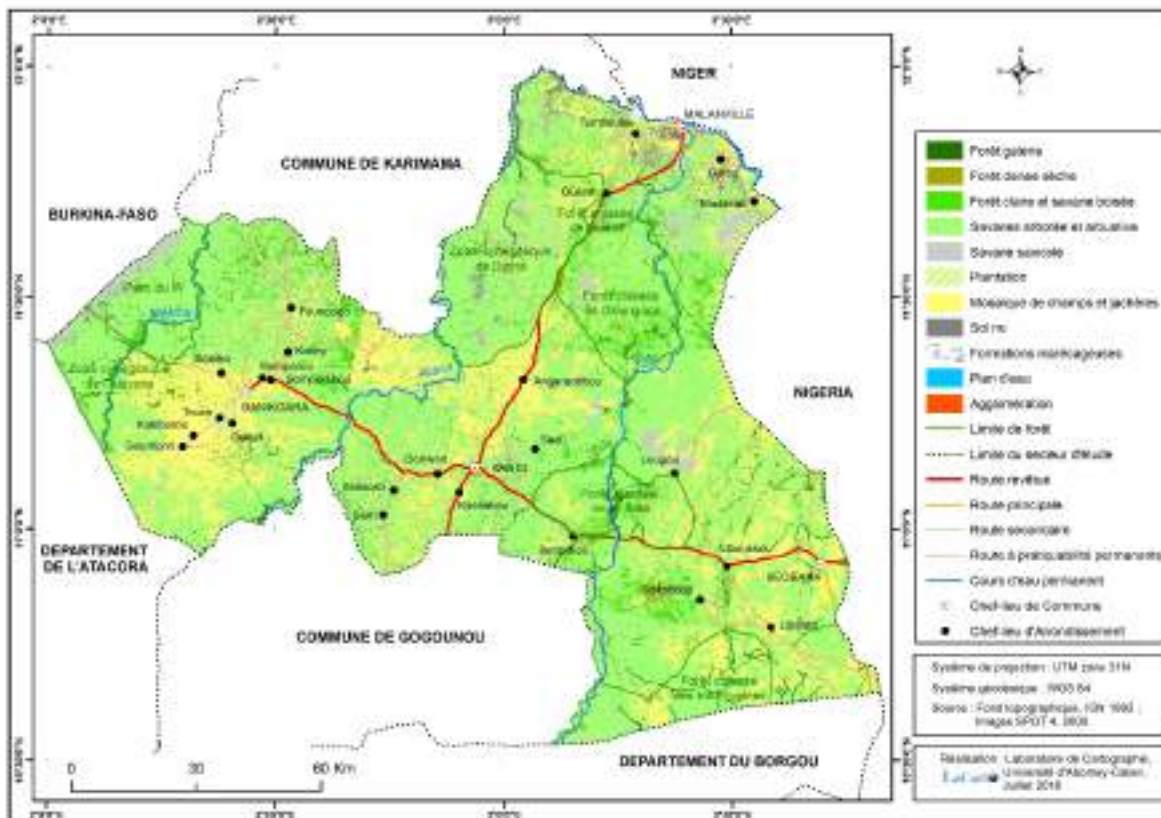


Figure 3 : État de l'occupation des terres de la zone d'étude en 2000

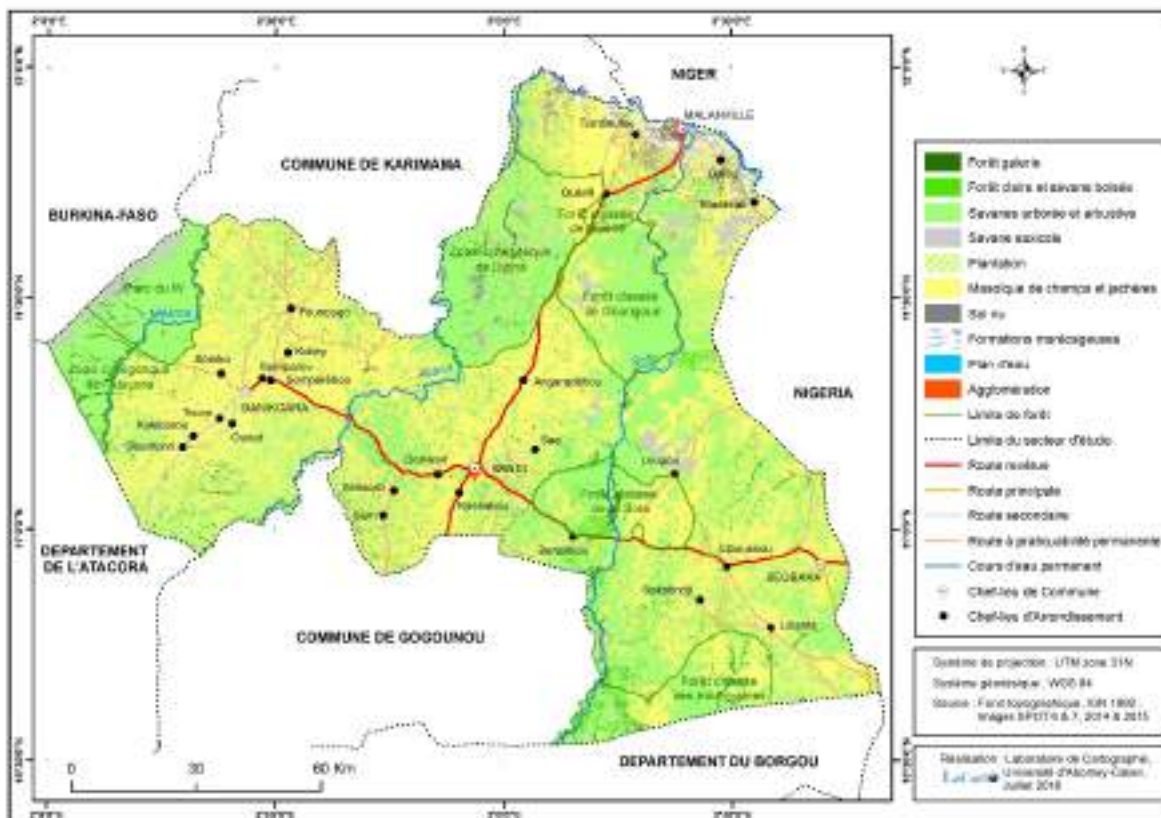


Figure 4 : État de l'occupation des terres de la zone d'étude en 2015

L'examen des cartes d'occupation des terres de 2000 et de 2015 révèle la diminution des forêts denses sèches, des forêts galeries, des forêts claires et savanes boisées et même des savanes arborées et arbustives au profit des mosaïques de champs et jachères aussi bien dans les terroirs villageois que dans les aires protégées. Les formations naturelles résiduelles s'observent seulement dans les aires protégées.

Le Tableau 1 présente la matrice de transition qui permet de comprendre les différentes conversions qu'ont subies les différentes formations végétales et autres unités d'occupation des terres.

Tableau 1 : Matrice de transition entre 2000 et 2015

UOT en 2000	UOT en 2015											Sup en Km ² (2000)
	FG	FDS	FCSB	SASA	SS	PL	MCJ	SN	FM	PE	AGG	
FG	162,71	0	0	0	0	7,25	263,97	0	0	0	0	433,93
FDS	0	0	5,02	41,70	0	0,20	8,07	0	0	0	0	54,99
FCSB	0	0	36,38	276,18	0	6,58	221,68	0	0	0	0,741	541,56
SASA	0	0	91,61	5946,27	0	88,72	3732,53	0	0	0	22,421	9881,56
SS	0	0	0	0	306,62	0	0	0	0	0	0	306,62
PL	0	0	0	0	0	9,89	1,22	0	0	0	0,07	11,17
MCJ	0	0	0,0	341,14	0	92,33	3375,25	5,86	0	0	12,56	3827,14
SN	0	0	0	0	0	0	0,74	400,35	0	0	0,07	401,16
FM	0	0	0	0	0	1,62	8,12	0	21,89	0	0,05	31,68
PE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17,00	0	17,00
AGG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32,10	32,11
Sup en Km ² (2015)	162,71	0	133,02	6605,29	306,62	206,59	7611,57	406,20	21,89	17,00	68,02	15538,91

Légende :

UOT : Unité d'Occupation des Terres ; FG : Forêt Galerie ; FDS : Forêt Dense Sèche ; FCSB : Forêt Claire et Savane Boisée ; SAA : Savanes Arborée et Arbustive ; SS : Savane Saxicole ; FM : Marécage ; PL : Plantation ; MCJ : Mosaïques de Champs et Jachères ; SN : Sol Nu ; PE : Plan d'Eau ; AG : Agglomération.

L'examen de la matrice de transition (Tableau 1) révèle que toutes les unités d'occupation des terres observées en 2000 sont également présentes en 2015. De façon générale, on remarque que les formations naturelles ont régressé en subissant deux modes de conversion : la savanisation et l'anthropisation. En effet, les forêts galeries qui occupaient 433,93 km² en 2000 sont passées à 162,71 km² en 2015. Environ 7,25 km² de ces formations ont été converties en plantations et 263,97 km² en champs et jachères. De 2000 à 2015, les forêts denses sèches se sont converties en forêts claires et savanes boisées (5,02 km²), en savanes arborées et arbustives (41,70 km²), en plantations (0,20 km²) et en mosaïques de champs et jachères (8,07 km²).

Les forêts claires et savanes boisées ont connu 36,38 km² de stabilité en 2015 sur 541,56 km² en 2000 ; une partie s'est convertie en savanes arborées et arbustives (276,18 km²), 6,58 km² en plantations, 221,68 km² en mosaïques de champs et jachères et 0,74 km² en agglomérations. S'agissant des savanes arborées

et arbustives, 91,61 km² ont été transformées en forêts claires et savanes boisées, 88,72 km² en plantations, 3732,53 km² en mosaïques de champs et jachères et 22,42 km² en agglomérations.

Les mosaïques de champs et jachères ont connu aussi des conversions. Ainsi, 341,14 km² sont converties en savanes arborées et arbustives, 92,33 km² en plantations, 5,86 km² en sols nus, 12,56 km², en agglomérations et 3375,25 km² sont restés stables. Les savanes saxicoles, les plans d'eau et les agglomérations n'ont pas subi de conversion.

L'examen de la figure 5 montre que les savanes arborées et arbustives sont les plus abondantes en 2000 et les mosaïques champs et jachères les plus abondants en 2015.

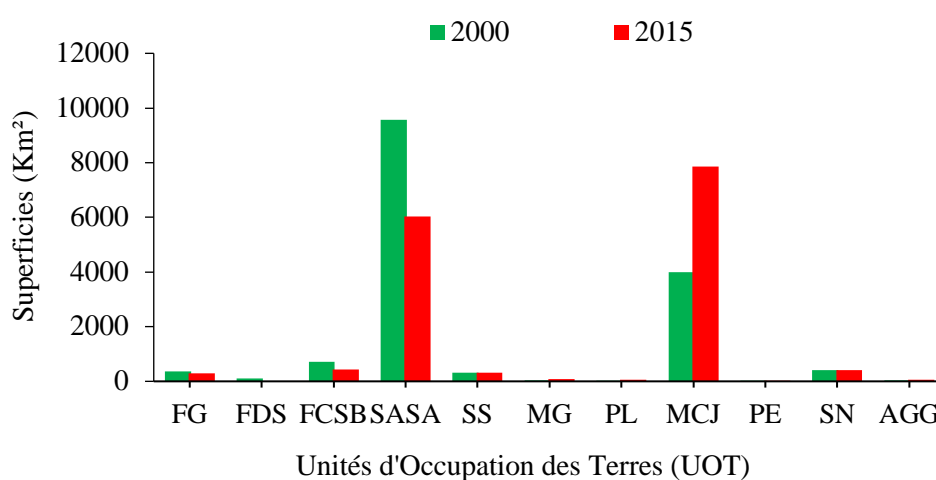


Figure 5 : Unités d'occupation des terres

3.2. Analyse de la déforestation

L'analyse diachronique des images SPOT de 2000 et de 2015 a révélé la régression des formations naturelles au profit des mosaïques de champs et de jachères. Entre ces deux périodes, le taux de déforestation sur l'ensemble du secteur est de 2,94 %. Les terroirs villageois sont plus touchés par la déforestation que les aires protégées. Ce taux est de 4,25 % dans les terroirs villageois et de 0,66 % dans les aires protégées. La déforestation a touché 37 % de la superficie de la zone d'étude avec 48,71 % des terroirs villageois et 10,22 % des aires protégées. Il s'agit notamment de la conversion des forêts galeries, des forêts denses sèches, des forêts claires et savanes boisées et des savanes arborées et arbustives en mosaïques de champs et jachères.

3.3. Diversité spécifique, caractéristiques dendrométriques des formations végétales et dégradation des forêts

Les paramètres de diversité spécifique et les paramètres dendrométriques ont été déterminés dans les aires protégées et dans les terroirs villageois à partir des données d'inventaires forestier et phytosociologique de 2007 et de 2017.

3.3.1. Analyse diachronique de la diversité spécifique des formations végétales

Le Tableau 2 présente les paramètres de diversité spécifique en 2007 et en 2017 dans les aires protégées et dans les terroirs villageois du bassin cotonnier.

Tableau 2 : Paramètres de diversité spécifique par domaine en 2007 et 2017

Domaines	R		H		E		Simpson (D)	
	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>
Aires protégées	6,64	4,91	2,06	1,62	0,78	0,7	0,23	0,33
Terroirs villageois	<i>6,01</i>	<i>4,08</i>	<i>1,84</i>	<i>1,32</i>	0,69	0,61	0,2	0,29

Domaines	R		H		E		Simpson (D)		Hill	
	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>
Aires protégées	6,64	4,91	2,06	1,62	0,78	0,70	0,23	0,33	0,86	0,58
Terroirs villageois	<i>6,01</i>	<i>4,08</i>	<i>1,84</i>	<i>1,32</i>	0,69	0,61	0,20	0,29	0,57	0,52

R = richesse spécifique ; H = indice de Shannon ; E = équitabilité de Pielou ; Simpson (D) = indice de Simpson
 NB : une différence significative au seuil de 5 % est notée au niveau des valeurs en italique et en gras

L'examen du Tableau 2 révèle que la richesse spécifique obtenue en 2007 (IFN) est plus élevée que celle obtenue en 2017 (OSFACO) dans les aires protégées. Cette tendance régressive de la richesse est également observée dans les terroirs villageois entre 2007 et 2017. L'indice de diversité de Shannon obtenu est relativement moyen (2,06 bits) en 2007 et faible (1,62 bits) en 2017 au niveau des aires protégées. Cet indice a également évolué de façon décroissante au niveau des terroirs villageois entre 2007 et 2017. On observe aussi les mêmes tendances au niveau de l'équitabilité de Pielou et de l'indice de Hill aussi bien dans les aires protégées et les terroirs villageois. Par contre, l'indice de Simpson obtenu en 2017 est supérieur à celui obtenu en 2007 dans les aires protégées et les terroirs villageois.

Le test statistique de Kruskal-Wallis indique qu'il n'y a pas de différence significative entre les valeurs des paramètres de diversité spécifique au seuil de 5 % dans les aires protégées entre 2007 et 2017. Par contre, dans les terroirs villageois, on note de différence significative au niveau de la richesse spécifique

et de l'indice de diversité de Shannon au seuil de 5 %. La diversité spécifique a alors connu une baisse sensible entre 2007 et 2017 dans les terroirs villageois. C'est un indicateur tangible de la forte dégradation des forêts dans les terroirs villageois.

3.3.2. Analyse diachronique des caractéristiques dendrométriques des formations végétales

Le Tableau 3 présente les paramètres dendrométriques en 2007 et en 2017 dans les aires protégées et les terroirs villageois du bassin cotonnier.

Tableau 3 : Paramètres dendrométriques dans les aires protégées et les terroirs villageois du bassin cotonnier en 2007 et en 2017

Domaines	G (m ² /ha)		Dg (cm)		N (n/ha)	
	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>	<i>IFN</i>	<i>OSFACO</i>
Aires protégées	3,94	4,16	<i>39,43</i>	<i>23,60</i>	169,18	124,62
Terroirs villageois	4,55	4,24	<i>42,71</i>	<i>24,69</i>	<i>150,66</i>	<i>114,65</i>

G (m²/ha) : surface terrière ; N : Densité (arbres/hectare); Dg (cm) : Diamètre moyen (centimètre)

NB : une différence significative au seuil de 5 % est notée au niveau des valeurs en italique et en gras

L'examen du Tableau 3 révèle que la surface terrière, le diamètre moyen et la densité ont varié par domaine entre 2007 et 2017. La surface terrière obtenue en 2007 est inférieure à celle de 2017 dans les aires protégées. Par contre, dans les terroirs villageois on a noté une diminution de la surface terrière en 2017. Le diamètre moyen et la densité des arbres à l'hectare ont sensiblement diminué en 2017 dans les aires protégées et dans les terroirs villageois. On note une différence significative au seuil de 5 % entre le diamètre moyen observé dans les deux domaines d'une part et entre la densité observée dans les terroirs villageois entre 2007 et 2017 d'autre part.

Au total, les données de télédétection et d'inventaires forestier et phytosociologique ont révélé que la déforestation et la dégradation des forêts sont observées dans le bassin cotonnier du Bénin. Les efforts de reboisement entrepris depuis plus de trente ans sont insuffisants pour le moment face à l'ampleur des phénomènes de la déforestation et de la dégradation des forêts.

3.4. Moteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts

Les paramètres climatiques et socio-économiques sont les moteurs de la déforestation analysés dans le bassin cotonnier.

3.4.1. Paramètres climatiques

Les différents traitements statistiques ont permis de noter que sur la période 1951-2015, aussi bien la pluviométrie que les températures ont connu une importante variabilité. Sur ladite période, la moyenne pluviométrique est de 1037,09 mm. Les valeurs de l'écart-type (172,24 mm) et du coefficient de variation (16,60 %) de la série pluviométrique témoignent de la grande variabilité des précipitations dans le bassin cotonnier du Bénin.

A l'échelle interannuelle, de façon générale, on enregistre une succession de phases déficitaires et excédentaires comme l'illustre l'évolution de l'indice pluviométrique sur la Figure 6.

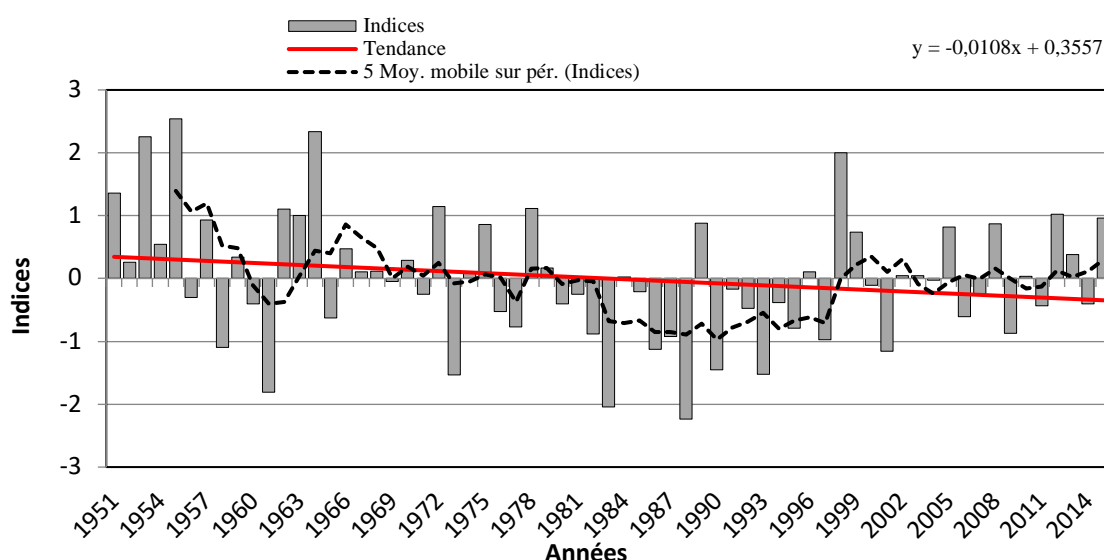


Figure 6 : Variabilité interannuelle des précipitations annuelles (1951-2015) à la station de Kandi

Source des données : ASECNA, 2016

Ainsi, la sous-période 1951-1971 a été globalement excédentaire, la sous-période 1972-1996 est quant à elle largement déficitaire alors que celle allant de 1997 à 2015 a connu une pluviométrie moyenne.

L'application du test de Pettitt (1979) à la série pluviométrique met en évidence une rupture à la baisse en 1972. Les moyennes des sous-séries avant et après la rupture sont respectivement de 1111,51 mm et 1001,57 mm soit un déficit pluviométrique d'environ 11 %.

Sur la même période, la moyenne des températures annuelles minimales est de 21,32 °C avec un écart-type de 0,75 °C. Ces températures ont eu une tendance générale à la hausse confirmée par le test de

Pettitt (1979) à partir de 1985. Les moyennes des sous-séries avant et après 1985 sont respectivement de 20,76°C et 21,98°C soit une hausse de 1,22°C.

La moyenne des températures annuelles maximales est de 34,42 °C avec un écart-type de 0,81°C. Ces températures ont eu une tendance générale à la hausse mise en évidence par le test de Pettitt (1979) à partir de 1978. Les moyennes des sous-séries avant et après 1978 sont respectivement de 34,06 °C et 34,69 °C soit une hausse de 0,63 °C.

Une hausse généralisée et prolongée des températures peut affecter la croissance de certaines espèces végétales et ainsi contribuer à la dégradation des forêts de la zone d'étude.

3.4.2. Paramètres socio-économiques

Facteurs de la déforestation

La Figure 7 présente la part de chaque domaine dans l'exploitation des ressources naturelles. De la Figure 7, il ressort que 53 % des dégradations observées dans le bassin cotonnier sont dans les aires protégées et 47 % dans les terroirs villageois. La Figure 8 présente la durée d'exploitation des terres dans les aires protégées et les terroirs villageois.

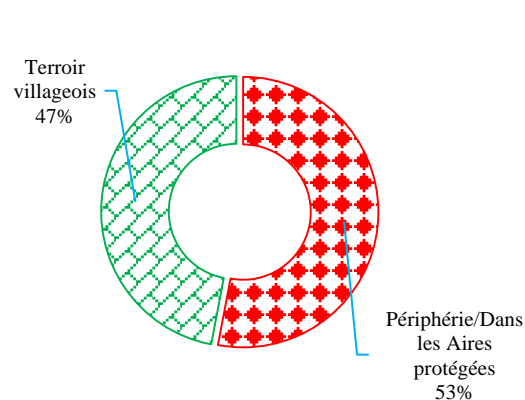


Figure 7 : Part de chaque domaine dans l'exploitation des ressources naturelles

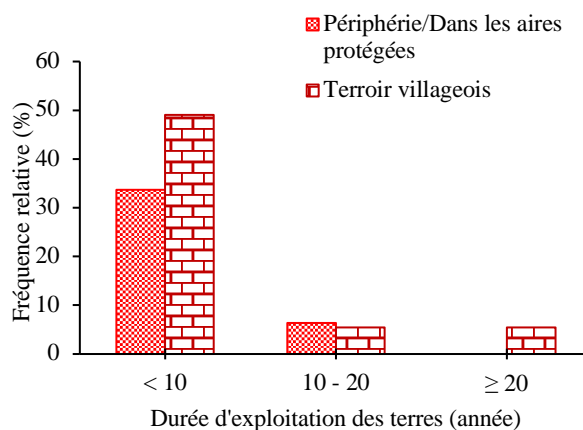
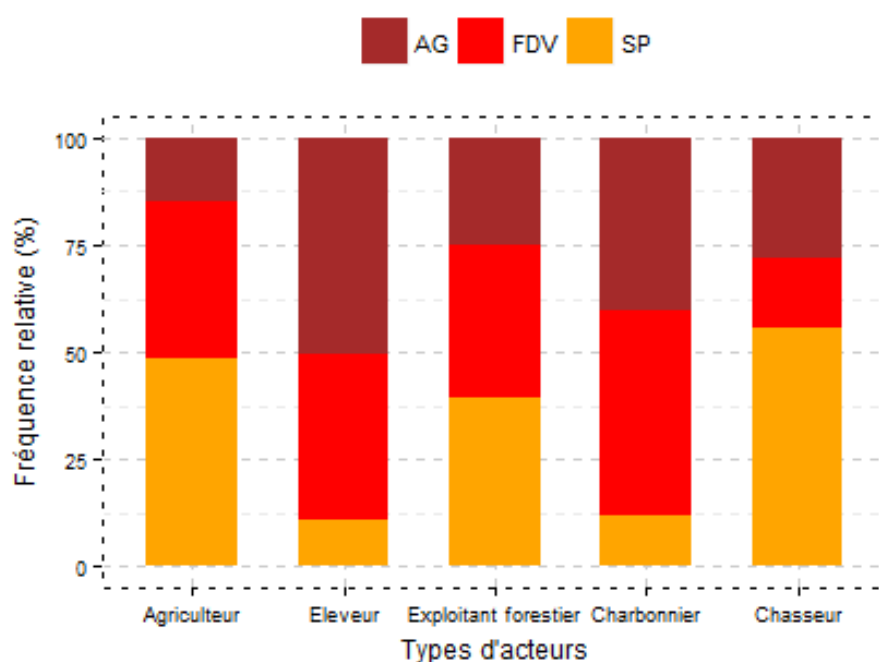


Figure 8 : Durée d'exploitation des terres dans les aires protégées et les terroirs villageois

La Figure 8 montre une plus forte utilisation des terres des aires protégées et des terroirs villageois sur une courte période (moins de 10 ans). Les aires protégées et leurs périphéries sont plus exploitées pour une période de temps de 10 à 20 ans. Au-delà d'une durée d'exploitation de 20 ans, seuls les terroirs villageois sont exploités.

La Figure 9 montre la variation de l'importance des facteurs directs de la déforestation et de la dégradation des forêts en fonction des catégories socio-professionnelles.

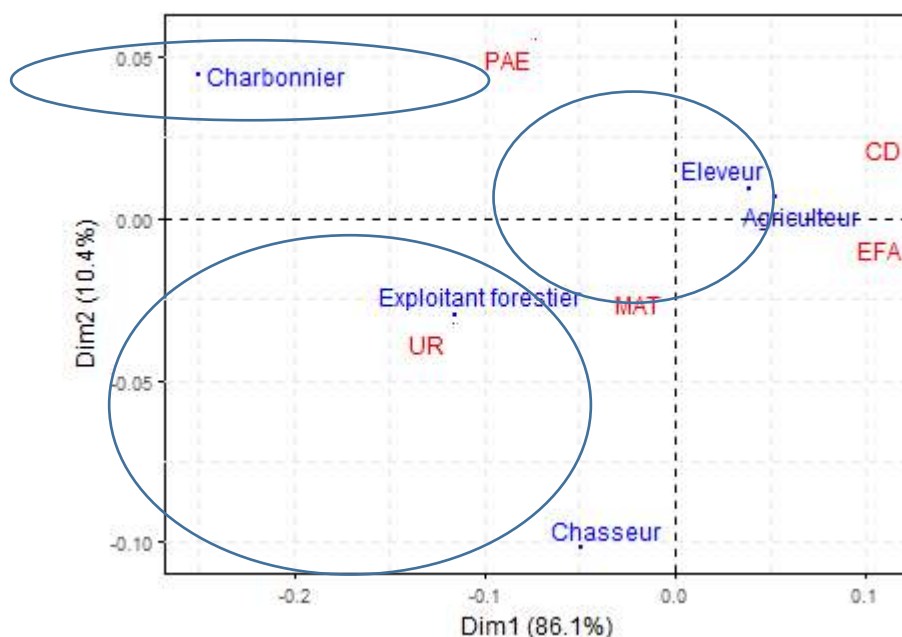


AG : Agriculture ; FDV : Feu de végétation ; SP : Surpâturage

Figure 9 : Variation du score des facteurs directs de déforestation en fonction des catégories d'acteurs.

L'examen de la Figure 9 révèle que l'agriculture, le surpâturage et les feux de végétation sont les principaux facteurs de déforestation et de dégradation des forêts dans le bassin cotonnier. Pour les éleveurs et les charbonniers, les facteurs les plus importants de la déforestation sont l'agriculture et les feux de végétation. Pour les agriculteurs et les exploitants forestiers, ce sont surtout les feux de végétation et le surpâturage qui entraînent une importante déforestation des aires protégées. Par contre, les chasseurs voient l'agriculture et le surpâturage comme les facteurs principaux de déforestation.

La Figure 10 présente la répartition des facteurs indirects de déforestation entre catégories d'acteurs dans les plans factoriels 1 x 2.



CD : Croissance démographique, EFA : Évolution du front agricole, MAT : Mode d'accès aux terres, PAE : Politique agricole et d'élevage, UR : Urbanisation

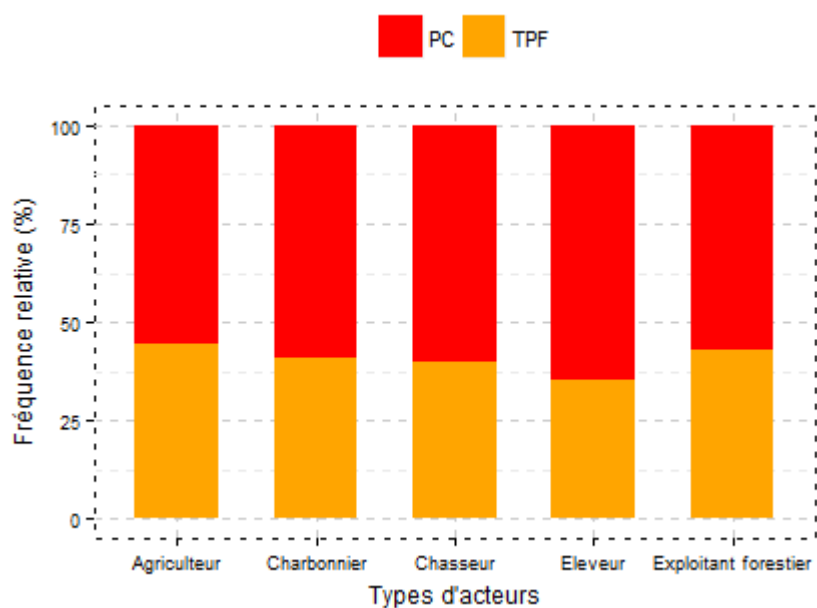
Figure 10 : Répartition des facteurs indirects de déforestation entre catégories d'acteurs dans les plans factoriels 1 x 2.

Les résultats de l'analyse factorielle des correspondances montrent que quatre axes ont été nécessaires pour prendre en compte la totalité de la variation (100 %) présente dans les données initiales. Les deux premiers axes factoriels contrôlent 96,48 % de la variance commune (Figure 10).

La projection des facteurs indirects de déforestation sur les plans factoriels a permis de noter que la croissance démographique et l'évolution du front agricole sont considérées par les agriculteurs et les éleveurs comme les plus importants facteurs indirects de déforestation. Cette perception s'oppose à celle des charbonniers et des exploitants forestiers qui jugent l'urbanisation et les politiques agricoles et d'élevage comme étant les facteurs indirects les plus pertinents de la déforestation. Pour les chasseurs, la déforestation est indirectement causée par les modes d'accès aux terres.

Facteurs de dégradation des forêts

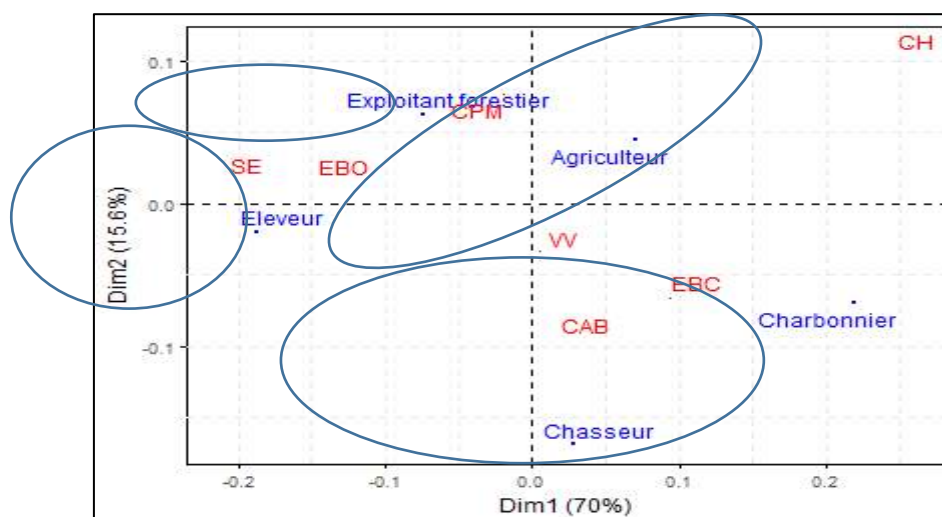
La Figure 11 illustre la variation de l'importance des facteurs directs de dégradation des forêts en fonction des catégories d'acteurs.



PC : Perturbations climatiques ; TPF : Textes et politiques forestières

Figure 11 : Variation du score des facteurs indirects de dégradation en fonction des catégories d'acteurs.

L'examen de la Figure 11 montre que les perturbations climatiques constituent le facteur indirect de dégradation des forêts le plus important selon pratiquement tous les acteurs interrogés. La Figure 12 présente la répartition des facteurs directs de dégradation des forêts entre catégories d'acteurs. Les deux premiers axes factoriels contrôlent 85,61 % de la variance commune ; ce qui est suffisant pour tirer des conclusions.



CAB : Carbonisation, CH : Chasse, CPM : Collecte de plantes médicinales, EBC : Exploitation de bois de chauffe, EBO : Exploitation de bois d'œuvre, SE : Sécheresse, VV : Vents violents

Figure 12: Répartition des facteurs directs de dégradation entre catégories d'acteurs dans les plans factoriels 1 x 2.

La projection des facteurs directs de dégradation sur les plans factoriels a révélé que la chasse et l'exploitation de bois de chauffe sont considérées par les agriculteurs et les charbonniers comme les plus importants facteurs directs de dégradation des forêts. Cette perception s'oppose à celle des éleveurs qui identifient l'exploitation de bois d'œuvre et la sécheresse comme étant les facteurs directs de dégradation. Pour les chasseurs, la dégradation des forêts est directement causée par la carbonisation. Les exploitants forestiers considèrent les vents violents comme le facteur qui occasionne le plus la dégradation des forêts dans les aires protégées.

4. DISCUSSION

La comparaison des images SPOT pivot de 2000 et pivot de 2015 a permis de quantifier la déforestation intervenue dans la zone d'étude (DeFries *et al.*, 2007). Les classifications supervisées des images, ont donné des valeurs de précision statistiquement acceptables si l'on se réfère à l'échelle de Kabba et Li (2011) ainsi que Landis et Koch (1977). Cela peut s'expliquer en partie par le regroupement des formations végétales (N'Guessan *et al.*, 2006). L'analyse de la dynamique de l'occupation des terres a fait ressortir une régression continue des formations forestières et savaniques au profit essentiellement des mosaïques de champs et jachères (Arouna *et al.*, 2002 ; Orékan, 2007 ; Bogaert *et al.*, 2011 ; Diallo *et al.*, 2011). Ainsi, la matrice de transition a permis de déceler une dégradation des écosystèmes forestiers et savaniques, une anthropisation marquée par l'augmentation de l'aire totale des mosaïques de champs et jachères et enfin, une faible tendance à la reprise de la végétation entre 2000 et 2015. La faiblesse du taux de restauration des forêts et savanes est un signe de perturbation de ces écosystèmes. Cette situation est provoquée dans le secteur d'étude par une réduction du temps de jachère et une accélération des défrichements pour la production agricole. La superficie des champs et jachères est multipliée par deux entre 2000 et 2015. Les formations forestières se transforment progressivement en formations anthropiques (champs et jachères). Ces résultats sont conformes à ceux de Mama *et al.* (2013) dans la zone soudanienne au Nord du Bénin, ainsi qu'à ceux de Arouna (2002), Orékan (2007), Sounon-Bouko *et al.* (2007), Bogaert *et al.* (2011), Diallo *et al.* (2011) qui montrent une régression continue des formations forestières et savaniques au profit des mosaïques de champs et jachères, des sols nus et des agglomérations à partir d'étude diachronique.

Par ailleurs, dans le sud du Parc National du W au Bénin, Houessou *et al.* (2013), ont trouvé que l'agriculture est la principale force motrice du changement de la couverture végétale dans la région. Les résultats sont donc cohérents avec certains travaux antérieurs (Wood *et al.*, 2004, Mama *et al.*, 2013 ; Avakoudjo *et al.*, 2014) qui ont conclu que l'agriculture demeure le principal facteur induisant des changements de la couverture végétale en Afrique subsaharienne. Cependant, les perceptions peuvent varier d'une région à l'autre à l'intérieur du pays. Arouna *et al.* (2011), ont constaté que la production de charbon de bois représente l'activité principale induisant le changement de la couverture dans le Centre du Bénin tandis que Lykke (2000) a signalé les feux intensifs fréquents et la diminution des précipitations en tant que facteurs induisant le changement de végétation dans la zone semi-aride du

Sine Saloum au Sénégal. Notons que dans la zone d'étude, un déficit pluviométrique de 11 % a été enregistré au cours de la période de 1951 à 2015.

La démographie est aussi considérée comme facteurs indirects de dégradation dans le bassin cotonnier et sa périphérie. En effet, dans la zone d'étude, la croissance de la population conduit souvent à l'accroissement de l'exploitation des ressources végétales pour faire face à la hausse des besoins de tous genres (alimentaires, logement, énergétiques, etc.). La taille des actifs agricoles des ménages affecte de manière significative la décision des ménages à défricher de nouvelles terres pour l'agriculture (Houessou *et al.*, 2013). Face à de nouveaux besoins, les agriculteurs défrichent souvent de nouveaux champs afin de surmonter la charge de plus en plus croissante de leurs ménages. Cette idée concorde avec les résultats de Orékan (2007) et Ouédraogo *et al.* (2010), qui ont conclu au terme de leurs travaux qu'il existe une forte corrélation entre la croissance démographique et la dégradation des terres et de la végétation.

5. CONCLUSION

L'évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin ont été réalisées à partir de l'analyse diachronique des images SPOT de 2000 et de 2015. Cette analyse a révélé la régression des formations naturelles au profit des mosaïques de champs et jachères. Entre les deux périodes d'étude, le taux de déforestation sur l'ensemble du secteur est de 2,94 %. Ce taux est de 4,25 % dans les terroirs villageois et de 0,66 % dans les aires protégées. Il s'agit notamment de la conversion des forêts galeries, des forêts denses sèches, des forêts claires et savanes boisées et des savanes arborées et arbustives en mosaïques de champs et jachères. Les terroirs villageois sont plus touchés par la déforestation que les aires protégées. On note globalement une baisse de la diversité spécifique aussi bien dans les terroirs villageois que dans les aires protégées entre 2007 et 2017. Cette baisse de la diversité spécifique est un indicateur de la déforestation et de la dégradation des forêts dans le bassin cotonnier du Nord-Bénin. Des efforts de reboisement entrepris doivent être poursuivis. Il faut aussi promouvoir une agriculture et un élevage moins extensifs et conservateurs des ressources végétales afin de renverser la tendance et mettre en place les bases d'un développement local durable de cette région. La présente recherche va se poursuivre avec la détermination des gaz à effet de serre engendrés par la déforestation et la dégradation des forêts du bassin cotonnier du Bénin.

Remerciements

Les auteurs remercient le projet Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO) qui a contribué financièrement et matériellement à la réalisation de la présente recherche.

Références bibliographiques

- Amoussou E., Totin Vodounon S.H., Hougni A., Vissin E.W., Houndénou C., Mahé G., Boko M., 2016. Changements environnementaux et vulnérabilité des écosystèmes dans le bassin-versant béninois du fleuve Niger, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(5): 2183-2201
- Arouna O., Eténé Cyr 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.
- Arouna O, Toko I, Djogbénou CP, Sinsin B. 2011. Comparative analysis of local populations' perceptions of socioeconomic determinants of vegetation degradation in sudano-guinean area in Benin (West Africa). *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 3: 327-337.
- Avakoudjo J., Mama A., Toko Imorou I., Valentin 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. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8 (6) : 2608-2625.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Iyongo W.M.L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F., Koedam N., 2011. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern In: *Landscape ecology in Asian cultures* (eds S.-K. Hong, J. Wu, J.-E. Kim & N. Nakagoshi), Springer, Verlag, New York, pp. 141-167.
- Dagnelie P., 1998. *Statistique théorique et appliquée (Tome 2)*. De Boeck & Larcier, Paris–Bruxelles, 659 p.
- DeFries R., Achard F., Brown S., Herold M., Murdiyarso D., Schlamadinger B. & de Souza C., 2007, Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science & Policy*, 10, pp. 385-394.
- Diallo H., Bamba I., Barima Y. S. S., Visser M., Ballo A., Mama A., Vranken I., Maiga M. et Bogaert J., 2011. Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, Vol. 22 : 97-107.
- FAO, 2010. *Evaluation des Ressources forestières mondiales, Rapport principal*, 377 p.
- FAO, 2001. *Evaluation des ressources forestières mondiales 2000. Rapport principal, Etude FAO, Forêts*, Rome, 140 p.
- GIEC., 2003. *Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie*. Préparé par le Programme des inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Publication: IGES (Japon), 594 p.

- Hountondji, Y. C. H., 2008. Dynamique environnementale en zones sahélienne et soudanienne de l’Afrique de l’Ouest : Analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Département des Sciences et Gestion de l’Environnement Faculté des Sciences. Université de Liège, Liège, Belgique, 131 p.
- Hountondji Y-C., Gaoue O. G., Sokpon N., Ozer P., 2013. Analyse écogéographique de la fragmentation du couvert végétal au nord-Bénin : paramètres dendrométriques et phytoécologiques comme indicateurs *in situ* de la dégradation des peuplements ligneux. *Geo-Eco-Trop.*, 37 (1) : 53-70.
- Houessou L. G., Téka O, Toko I. I., Lykke AM, 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): 87-101.
- Issiako D., Arouna O. 2018. Dynamique de l’occupation des terres avant et après l’élaboration du plan d’aménagement participatif de la forêt classée de l’Alibori Supérieur au Nord-Benin. In Actes de la conférence scientifique internationale OSFACO : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité, p. 193-2010
- Kabba S.T.V., Li J., 2011. Analysis of land use and land cover changes, and their ecological implication in Wuhan, China. *Journal of Geography and Geology*, 3 : 104-118.
- Lambin E. F., Geist H. J., Lepers E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 205-241.
- Kouta S., Toko Imorou I., Sogbosi E. S., Mazo I., Zakari S., Arouna O., Djaouga M., Thomas O., 2018. Classification d’images satellites SPOT avec randomforest et cartographie du paysage forestier dans le bassin cotonnier du Nord-Benin. In Actes de la conférence scientifique internationale OSFACO : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité, p. 211-228
- Lamb P. J., 1982. Persistence of Subsaharan drought. *Nature*, 299 : 46 - 47.
- Landis J.R., Koch G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33 : 159-174.
- Lykke A. M., 2000. Local perceptions of vegetation change and priorities for conservation of woody savanna vegetation in Senegal. *Journal of Environmental Management*, 59: 107-120.
- Mama A., Sinsin B., De Canniere C., Bogaert J., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, 31(1) : 78-88.
- 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

- Oloukoï J., Mama V. J., Agbo F. B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. *Téledétection* 6 (4) : 305-323.
- Orékan V.A., 2007. Implémentation du modèle local CLUE-s aux transformations spatiales dans le Centre Bénin aux moyens de données socio-économiques et de télédétection. Thèse de doctorat, Université de Bonn, Bonn, Allemagne, 204 p.
- Ouédraogo I, Tigabu M, Savadogo P, Compaore H, Oden PC, Ouadba J. M., 2010. Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina-Faso, West Africa. *Land Degradation and Development.*, 21: 453-462.
- Pettitt A. N., 1979. A Nonparametric Approach to the Change-Point Problem. *Applied Statistics*, 28: 126-135.
- Puyravaud J. P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 1–3 : 593–596
- Rodriguez-Galiano V. F., Chica-Olmo M., Abarca-Hernandez F., Atkinson P. M., Jeganathan C., 2012. Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*, 121, 93 – 107, doi : 10.1016/j.rse.2011.12.003.
- Shao Z., Zhang Y., Zhang L., Song Y., Peng M., 2016. Combining spectral and texture features using random forest Algorithm : extracting impervious surface area in Wuhan. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume XLI-B7 : 351-358. XXIII ISPRS Congress, 12-19 July 2016, Prague, Czech Republic.
- Sarè B. A., Kindjinou A., Yabi I., Houssou C. S., Sinsin B., 2018. Dynamique de l'occupation du sol dans la périphérie de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Bénin). In *Actes de la conférence scientifique internationale OSFACO : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité*, p. 30-53
- Saré Wara Kassim I., 2017. Application de la télédétection et du SIG au suivi des formations végétales de la forêt classée de la Sota dans la commune de Ségbana. *Mémoire de maîtrise de géographie*, Université d'Abomey-Calavi, 71 p.
- Sinsin B., Kampmann D. (eds), 2010. *Atlas de la biodiversité de l'Afrique de l'Ouest*, Tome I : Bénin, Cotonou & Frankfurt/Main 725 p.
- Sounon Bouko B, Sinsin B, Goura Soulé B., 2007. Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin. *Tropicultura*, 25(4): 221-227.
- Toko Issiaka N., 2014. Cartographie et modélisation de la dynamique des parcours naturels des troupeaux transhumants dans les Communes de Banikoara et de Karimama (Nord-Bénin). *Mémoire de DEA*, Université d'Abomey-Calavi 101 p.

Toko Mouhamadou I., 2014. Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers : cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie au Bénin. Thèse de doctorat, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 231 p.

Vissin E. W., 2007. Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du Niger. Thèse de doctorat. Université de Bourgogne, Dijon, France, 311 p.

Wood E. C., Tappan G. G., Hadj A., 2004. Understanding the drivers of agricultural land use change in south-central Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59: 565-582.

Zakari S., Mazo I., Toko Imorou I., Djaouga M., Arouna O., Thomas O. 2018. Cartographie des changements spatiotemporels des unités d'occupation des terres dans la forêt classée de Goungoun et ses terroirs riverains. In Actes de la conférence scientifique internationale OSFACO : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité, p. 229-246.

Zakari S., Tenté B.A.H., Toko Imorou I., Yabi I. 2015. Variabilité hydropluviométrique et dynamique de l'occupation des terres dans le bassin de la Sota à l'exutoire de Coubéri au Bénin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Innovation and Applied Studies*. 13(2): 235-250.

Dynamiques spatio-temporelles de l'occupation des terres dans le bassin versant du Lomon au Sud-Ouest du Bénin

AZANDEGBE V. Espérance J. ^(1,*), TOKO IMOROU Ismaïla ⁽¹⁾

(1) Laboratoire de Cartographie (LACARTO), Université d'Abomey – Calavi, Cotonou, Bénin

* Auteur correspondant : AZANDEGBE V. Espérance J, esperance_az@yahoo.fr

Résumé

Le bassin versant du Lomon, un affluent du fleuve Mono, connaît depuis quelques décennies de profondes transformations qu'il importe de comprendre pour un meilleur aménagement. La présente étude a pour but d'analyser les changements intervenus dans le bassin sur une période de 20 ans. La méthode adoptée est basée sur l'analyse diachronique de l'occupation des terres à travers l'utilisation des données de télédétection, notamment les images satellites SPOT 3 de 1995 et SPOT 7 de 2015. Leur analyse a permis de constater que les formations végétales naturelles (savanes arborées et arbustives) ont fortement régressé alors que les champs et jachères sous palmiers ainsi que les plantations ont connu une hausse considérable. En effet, la matrice de transition a révélé que de 1995 à 2015, environ 385 ha (10,18%) des savanes arborées et arbustives se sont converties en plantations puis 3062,46 ha soit 81% en champs et jachères sous palmiers. De façon globale, 39,86% de la superficie du secteur d'étude sont restées stables, 23% ont connu de progression alors que 37% étaient en régression. Ce qui a entraîné une modification du paysage au sein du bassin. Les facteurs responsables de ces transformations sont l'accroissement de la population, le développement des activités agricoles et l'exploitation des carrières de gravier et de sable.

Mots clés : Dynamiques spatio-temporelles, télédétection, bassin versant, Lomon, sud-ouest Bénin

Abstract

Lomon catchment, a sub catchment of Mono basin, is experiencing since some decades deep transformations that are important to understand for a better planning. The present paper aims analyzing the changes occurred in the catchment during 20 years. The adopted method is based on the diachronic analysis of the land cover through the use of remote sensing data, SPOT satellite images of 1995 and 2015. Their analysis shown that natural vegetation formations like shrub and woody savanna regressed strongly whereas farms and fallows under palms as well as plantations progress considerably. Indeed, the matrix of transition revealed that from 1995 to 2015, about 385 ha (10,18%) of the savanna were converted to plantations while about 3062,46 ha (81%) were turned to farms and fallows under palms. Globally, 39,86% of the study area has remained stable, 23% witnessed a progression while 37% regressed. So it was entailed a modification of the landscape within the basin. The factors responsible for these transformations are the growth of the population, the development of the agricultural activities and the exploitation of the gravel yards and sand.

Keywords : spatiotemporal dynamics, remote sensing, watershed, Lomon, south-west Benin

1. INTRODUCTION

Les changements d'occupation et d'utilisation des terres sont un facteur clé du développement durable (Corgne, 2004, p. 7) et leur connaissance représente un enjeu majeur. En effet, les mutations démographiques engendrent de fortes pressions sur les formations naturelles qui se dégradent profondément (Bouko *et al.*, 2007, p. 221). Avec les modes d'exploitation anarchique utilisés aujourd'hui par les populations riveraines pour le prélèvement des ressources et avec la très forte poussée démographique qui caractérise les zones humides du Bénin, les ressources naturelles, sans exception aucune, sont menacées dans leur propre existence (Akognongbè *et al.*, 2014, p. 2). Cette situation n'épargne pas le bassin versant du Lomon, un affluent du fleuve Mono, dans le département du Couffo qui connaît depuis quelques décennies de profondes transformations dues à une forte pression foncière.

Le souci de conservation de la biodiversité, avec la prise en compte des besoins et aspirations des populations locales, est devenu réel depuis le Sommet de la Terre en 1992 (Toko, 2008, p. 9). Ainsi, face aux dommages engendrés par les activités humaines sur la diversité floristique, des stratégies politiques et actions nationales de gestion durable des ressources naturelles ne cessent d'être développées (R. K. F. M. Ali, 2018, p. 79). Dans ce cadre, le Projet de Gestion des Ressources Naturelles (PRGN) mis en œuvre au Bénin en 1994, a conduit, dans diverses zones du pays, des actions dans le but de corriger, selon l'approche gestion des terroirs / développement local, les déséquilibres causés par diverses formes d'exploitation des ressources naturelles, et de permettre leur restauration et leur renouvellement pour la satisfaction correcte des besoins des populations (Domingo, 1996, p. 2). Plusieurs études avaient été menées dont celle de Domingo (1996) sur l'état de dégradation du bassin versant du Lomon en vue de faire des propositions pour son aménagement. Par ailleurs, d'autres projets ont été mis en place dans la commune à savoir le PIFSAP (Projet d'Insertion des Forêts Sacrées dans le Système des Aires Protégées) et le PRI (Projet de Reboisement Intense en vue de la restauration de la végétation). De plus, en 2015 l'Agence Béninoise pour l'Environnement lors de sa Deuxième quinzaine de l'environnement a procédé à des campagnes de reboisement dans plusieurs communes du Bénin dont celle d'Aplahoué.

Malgré cela, le bassin versant du Lomon continue de subir des pressions. Ainsi les terres ont continué d'être surexploitées au point où l'émigration vers d'autres pays tels que le Togo, le Nigéria, la Côte d'Ivoire est devenue une panacée pour certaines populations agricoles en quête de meilleures terres cultivables. Dans le contexte actuel des changements globaux, les modifications spatio-temporelles de l'occupation des terres surtout celles de la végétation sont devenues des indicateurs qui permettent d'évaluer la santé des écosystèmes (Arouna *et al.*, 2016, p. 11). Pour appréhender la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol, il est nécessaire d'effectuer un suivi régulier du couvert végétal à partir de l'imagerie de télédétection spatiale (Sarr, 2009, p. 1).

De ce fait, les outils de télédétection semblent être des moyens d'inventaire et de suivi privilégiés du fait de leur large couverture géographique, du caractère instantané et répété de la mesure et de l'aspect

numérique de l'information. Les capteurs optiques de haute résolution sont les plus utilisés avec notamment les scènes des satellites d'observations de la terre Landsat TM et SPOT qui autorisent, si le couvert nuageux le permet, un suivi diachronique de la variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol (Genet, 2010, p. 1).

Puisque les changements d'occupation et d'utilisation du sol n'affectent pas toutes les régions de la même manière, cette étude se propose d'analyser les modifications observées dans le bassin versant du Lomon (Commune d'Aplahoué) à partir des images SPOT 3 de 1995 et SPOT 7 de 2015.

2. DONNEES ET METHODES

2.1 Cadre d'étude

Le bassin versant du Lomon (affluent du fleuve Mono) est un espace géographique qui couvre légèrement le territoire du Togo vers le Nord-Ouest et en grande partie celui du Bénin (objet de cette étude). Il est situé dans la Commune d'Aplahoué au sud-ouest du Bénin et est partagé entre les arrondissements d'Aplahoué, de Dékpo et de Kissamey. Il est compris entre les parallèles 6°55' et 7°05' de latitude nord puis 1°35' et 1°45' de longitude est et s'étend sur une superficie est de 11139 hectares (Figure 1).

Sur le plan physique, son relief est constitué de la terre de barre du plateau Adja dans sa partie sud et de la plateau cristallin dans sa partie nord plus précisément dans l'arrondissement de Dékpo et de Kissamey du fait des petites monticules qu'on y rencontre. Ses altitudes varient de 100 à 200 mètres.

Son climat est de type subéquatorial avec une alternance de deux saisons sèches et deux saisons pluvieuses. Les pluviométries annuelles varient entre 900 mm et 1100 mm/an.

Plusieurs cours d'eau arrosent le bassin dont la rivière Lomon qui est permanente.

On y retrouve une diversité de sols dont les sols ferrallitiques dégradés, les sols ferrugineux tropicaux, les sols bruns ferruginisés et les sols bruns grisâtres. Ces sols entretiennent une végétation fortement anthropisée car dominée par des mosaïques de cultures et jachères ainsi que des plantations (plantations forestières, palmeraies, orangeries, bananiers, manguiers). Sur le plan écologique, le bassin du Lomon appartient à la zone agroécologique V et au pôle de développement agricole n°5.

La population du bassin du Lomon est essentiellement rurale ; L'agriculture est la principale activité exercée par la population et occupait 30 424 actifs selon les estimations du dernier recensement de la population en 2013. La densité de population au cours de la même année y est élevée et est évaluée à 343 habitants par km² et la taille des parcelles par actif agricole est de 0,37 ha. Ce qui dénote de la forte pression agricole qui prévaut dans le bassin versant du Lomon.

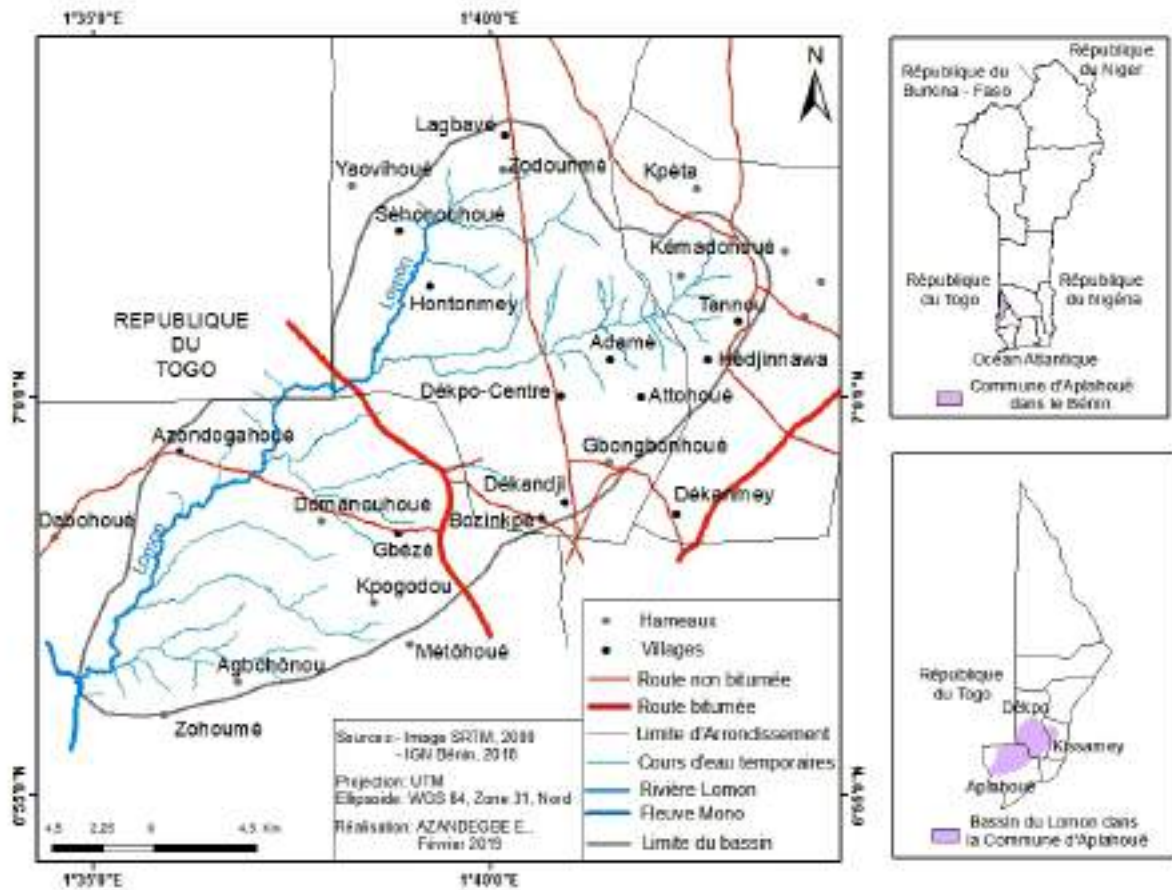


Figure 1 : Situation géographique du bassin versant du Lomon

Tableau 1 : Caractéristiques des données utilisées

Types de données	Format	Échelle / Résolution	Date d'acquisition	Source
Image SPOT 3	Numérique / Raster	20 m	13/01/1995	OSFACO
Image SPOT 7	Numérique / Raster	6 m	08/12/2015	OSFACO
Image SRTM	Numérique / Raster	90 m	2000	GLCF
Fond topographique Feuille NB – 31 – XIV de Lomé	Numérique	1/200000	1992	IGN Bénin
Carte administrative du Bénin	Numérique / Raster	1/200000	2010	CENATEL

2.2 Démarche méthodologique

La démarche méthodologique adoptée est basée sur une approche diachronique avec l'utilisation des données de télédétection pour la détection et la cartographie des changements de l'occupation du sol d'une part et l'usage du SIG pour les analyses d'autre part. Elle se présente en 3 étapes à savoir : (1) l'acquisition des données, (2) le traitement numérique des données et (3) l'analyse des résultats.

2.2.1 Données et outils de traitement

Les données planimétriques utilisées sont (Tableau 1) :

- Les images satellitaires SPOT 3 de 1995 et SPOT 7 de 2015 ;
- Le fond topographique de l'IGN Bénin au 1/200000 de 1992 ;
- Une image SRTM de 2000
- La carte administrative du Bénin au 1/200000
- Les logiciels ENVI 4.7 et Arc GIS 10.1 ont servi à faire les différents traitements d'images et Microsoft EXCEL a permis de réaliser les graphes.

2.2.2 Traitement et analyse des données

Le traitement des données se décline en plusieurs étapes à savoir :

- L'extraction de la zone d'étude à partir de l'image SRTM ;
- Le prétraitement qui a consisté d'une part au géoréférencement de l'image SPOT 3 de 1995 puis au rehaussement de la qualité des deux images (SPOT 3 de 1995 et SPOT 7 de 2015) en vue d'améliorer leur contraste et de faciliter leur interprétation ;
- L'extraction de la zone d'étude ;
- Le rééchantillonnage des images dans ENVI 4.7 vu que les deux images n'ont pas la même résolution spatiale afin de faciliter leur superpositions ;
- La combinaison des bandes 4-3-2 des deux images SPOT ;
- L'interprétation visuelle des images combinées en vue d'identifier les différentes unités d'occupation des terres du bassin et de délimiter les aires d'entraînement pour la classification. Ainsi en nous basant sur notre connaissance du milieu et la clé d'interprétation des images SPOT établie par OSFACO, cinq unités d'occupation ont été identifiées. De plus, c'est la nomenclature de Corine Land Cover qui a été utilisée. Il s'agit donc :
 - Savanes arborées et arbustives en magenta moins vif et vert claire,
 - Mosaïques de champs et jachères sous palmiers en rouge clair blanc et blanchâtre,
 - Mosaïques de champs et jachères en blanc à blanchâtre,
 - Plantations en rose pure ou rouge sombre suivant le type de plantation,
 - Agglomérations et des sols nus en cyan ;
- Le lancement de la classification proprement dite à partir de la méthode de classification supervisée avec l'algorithme « Maximum de vraisemblance » ;

- L'évaluation et la validation de la classification : L'évaluation des résultats d'une classification se fait grâce à la comparaison de l'image classée avec des données de référence (photographies aériennes, cartes, images) ou par confrontation des résultats à la réalité terrain (relevés de terrain). Dans ce cas-ci, la validation a été effectuée sur la base d'un relevé terrain de 50 points à raison de 10 points par unités d'occupation identifiées.
- La vectorisation des images classifiées et leur exportation dans Arc GIS 10.1 ;
- La restitution cartographique qui a permis de réaliser les cartes d'occupation des terres pour les deux dates.

Pour l'analyse des résultats issus de la classification des images, les taux de changement global et les taux moyens annuels d'expansion de chaque unité d'occupation ont été calculés :

- Le taux moyen annuel d'expansion (T) définit la proportion de chaque unité qui a changé au cours d'une année et est évalué suivant la formule utilisée par Oloukoi (2006, p. 311) :

$$T = [(\ln S_2 - \ln S_1) / ((t_2 - t_1) \times \ln e)] \times 100$$

S_1 et S_2 étant la superficie d'une unité d'occupation à la date t_1 et t_2 ; t_2-t_1 étant le nombre d'années d'évolution ; \ln est le logarithme népérien et e la base du logarithme népérien avec $e = 2,71828$.

- Le taux de changement global (T_g) exprime la proportion d'une unité d'occupation qui change au cours d'une période donnée ou entre deux dates.

$$T_g = [(S_2 - S_1) / S_1] \times 100$$

L'analyse des valeurs du taux de changement montre que les valeurs positives indiquent une progression et les valeurs négatives une régression. Les valeurs proches de zéro indiquent que la classe est relativement stable (Kpédénou *et al*, 2017, p. 213).

Enfin, la matrice de transition obtenue à partir du croisement des deux cartes d'occupation des terres grâce à l'outil « *Intersect* » de ArcToolbox du logiciel ArcGIS a permis de mettre en évidence les changements observés dans le bassin versant du Lomon. Elle a ainsi permis de calculer les taux de régression, de stabilité et de progression des différentes unités d'occupation des terres.

3. RESULTATS

3.1 Cartographie de l'occupation des terres dans le bassin versant du Lomon

3.1.1 État de l'occupation des terres en 1995

L'observation et l'interprétation de la carte d'occupation des terres de 1995 (Figure 2) et du graphe de répartition des différentes unités d'occupation des terres (Figure 3) obtenu révèlent ce qui suit :

- Les savanes arborées et arbustives s'étendent sur 3 780,41 ha soit 34% de la superficie totale du bassin ;
- Les champs et jachères sous palmiers dominent la zone d'étude mais sont plus concentrés à l'est et au nord-est du bassin. Ils représentent 4 594,82 ha soit 41% de la superficie totale du bassin ;
- Les champs et jachères sont concentrés au sud et au nord du bassin et s'étalent sur une superficie de 2 318,16 ha soit 20,8% du secteur d'étude ;
- Les plantations couvrent une superficie de 249,84 ha soit 2,24% de la superficie totale ;
- Les agglomérations et les sols nus occupent une superficie de 195,77 ha soit 1,76 % de la superficie du bassin.

3.1.2. État de l'occupation des terres en 2015

L'analyse de la carte d'occupation des terres de 2015 (Figure 4 et 5) témoigne de la dégradation du couvert végétal naturel qui connaît une forte régression au profit des formations anthropisées :

- Les savanes arborées et arbustives ont presque disparu en 2015 avec une superficie de 70,43 ha ;
- Les champs et jachères sous palmiers dominent avec une superficie de 9 077,69 ha,
- Les champs et jachères occupent 624,6 ha de la superficie du bassin ;
- Les plantations et agglomérations/sols nus couvrent respectivement 1 076,74 ha et 289,13 ha.

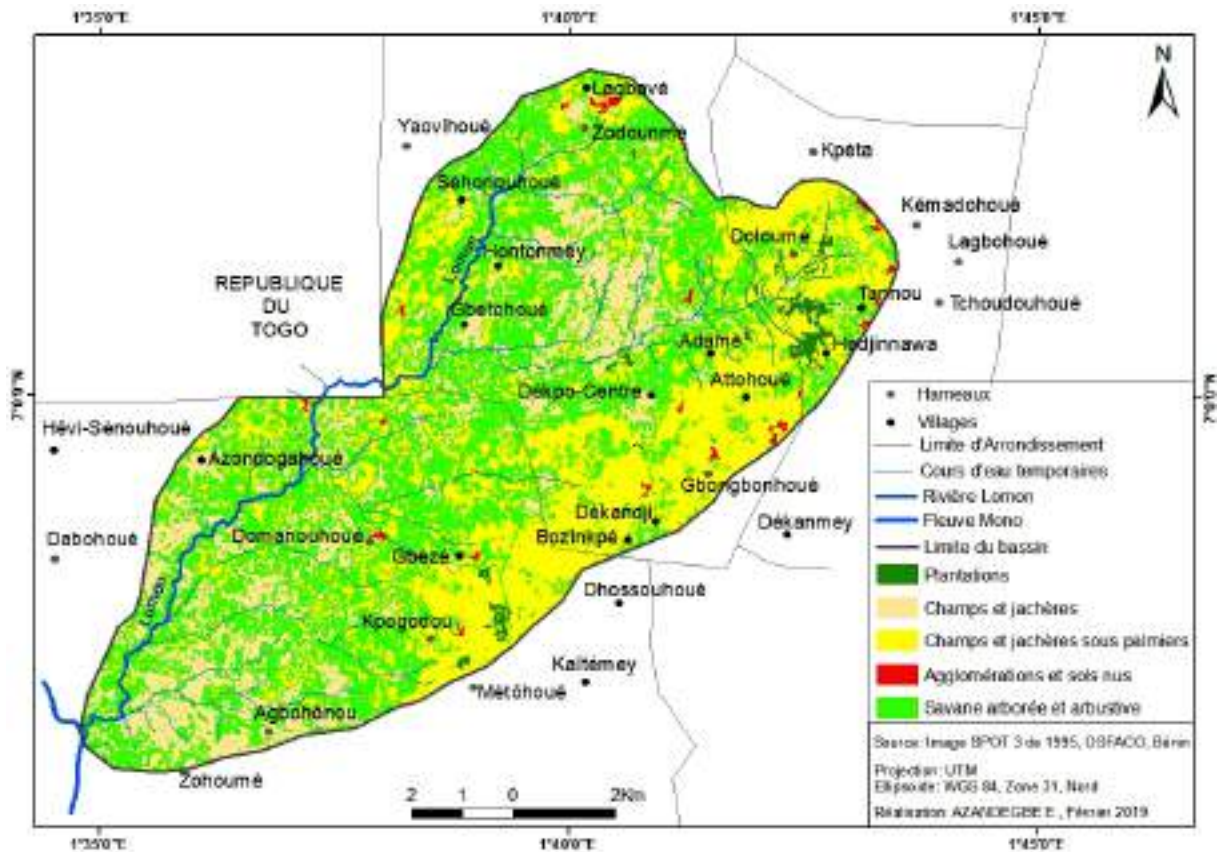


Figure 2 : Occupation des terres dans le bassin versant du Lomon en 1995

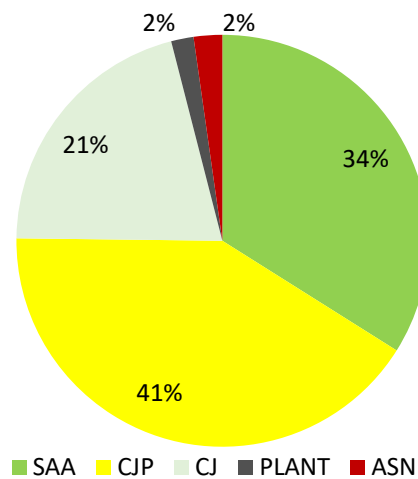


Figure 3 : Répartition des unités d'occupation des terres dans le bassin du Lomon en 1995
 Légende : SAA : Savane arborée et arbustive ; CJP : Champs et jachères sous palmiers ; CJ : Champs et jachères ; Plant : Plantation ; ASN : Agglomérations et sols nus.

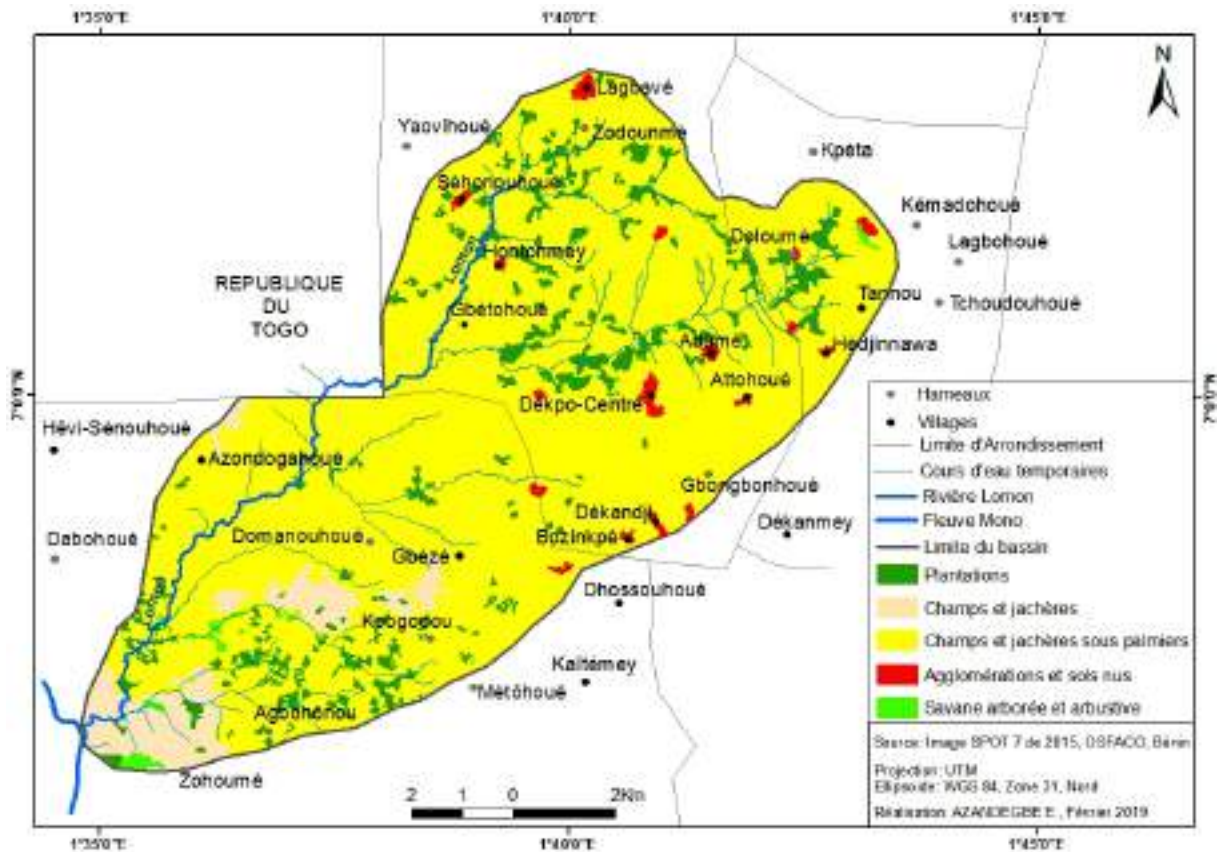


Figure 4 : Occupation des terres dans le bassin versant du Lomon en 2015

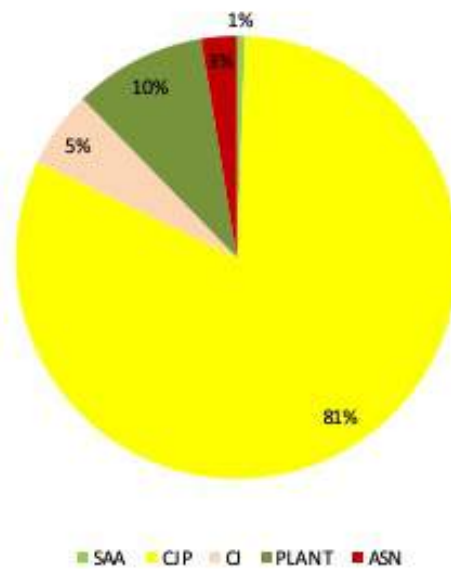


Figure 5 : Répartition des unités d'occupation des terres dans le bassin du Lomon en 2015

Légende : SAA : Savane arborée et arbustive ; CJP : Champs et jachères sous palmiers ; CJ : Champs et jachères ; Plant : Plantation ; ASN : Agglomérations et sols nus.

3.2 Détection des changements dans le bassin versant du Lomon

3.2.1 Analyse de l'évolution de l'occupation des terres

Le Tableau 2 indique les différents taux de variation et d'expansion moyenne annuelle pour chacune des unités d'occupation des terres entre 1995 et 2015.

Tableau 2 : Superficies et taux de variation des différentes unités d'occupation des terres dans le bassin versant du Lomon entre 1995 et 2015

Unités d'occupation des terres	1995		2015		1995 - 2015	
	Superficie (ha)	Tc (%)	Superficie (ha)	Tc (%)	Tg (%)	TME (%)
SAA	3780,41	33,94	70,43	0,6	-98,13	-19,71
CJP	4594,82	41,25	9077,69	81,5	97,56	3,37
CJ	2318,16	20,8	624,6	5,6	-73,06	-6,49
PLANT	249,84	1,76	1076,74	9,7	330,97	7,23
ASN	195,77	2,24	289,13	2,6	47,68	1,93
TOTAL	11139	100	11139	100		

Légende : SAA : Savane arborée et arbustive ; CJP : Champs et jachères sous palmiers ; CJ : Champs et jachères ; Plant : Plantations ; ASN : Agglomérations et sols nus ; Tc : Taux de couverture ; Tg : Taux de changement global ; TME : Taux moyen annuel d'expansion

Sur les cinq unités d'occupation identifiées dans le bassin du Lomon, deux ont connu un changement négatif et trois ont eu un changement positif. En effet, les plantations ont eu le taux de changement positif le plus élevé soit 330,97%, leur taux moyen annuel d'expansion est également le plus fort et s'élève à 7,23% ; les champs et jachères sous palmiers viennent en deuxième position avec un taux de changement positif de 92,7% pour un taux d'expansion annuel de 3,37%. Les agglomérations et les sols nus quant à eux ont connu un changement positif de 47,68% pour un taux d'expansion annuel de 1,93%. Par contre, les savanes arborées et arbustives ont connu le plus fort taux de changement négatif de -98,5% et sont suivies des champs et jachères (-73,07%) avec des taux moyens annuels d'expansion respectifs de 19,71% et 6,49%.

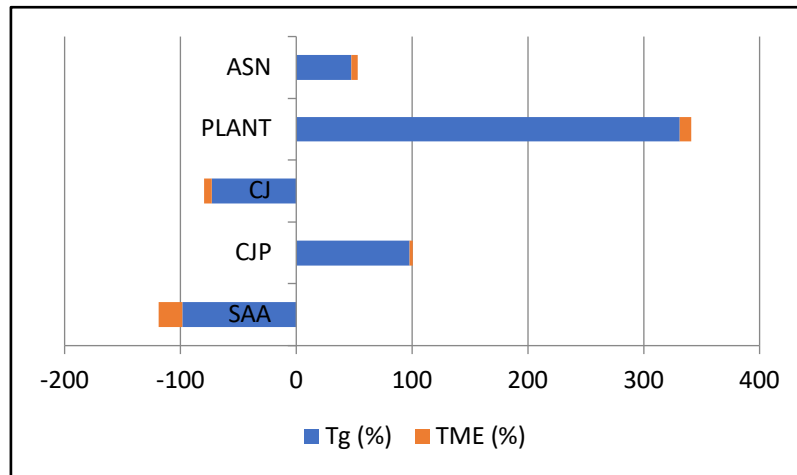


Figure 6 : Changements observés sur les unités d'occupation des terres dans le bassin du Lomon entre 1995 et 2015

3.2.2. Analyse des changements de l'occupation des terres

Les changements dans l'occupation des terres ont été évalués à travers la matrice de transition présentée dans le tableau III. Cette matrice est obtenue à partir des données statistiques issues de la superposition des deux cartes d'occupation des terres, ceci à l'aide de la fonction « *Intersect* » de la boîte à outils « ArcToolBox » de ArcGIS 10.1. En effet pour générer la matrice de transition qui est un tableau de croisement, les résultats statistiques issues de la superposition sont exportés sous le format (.dbf) dans Excel puis sont formatés.

Cette matrice permet de comprendre et d'apprécier les conversions (progression ou régression) effectuées d'une unité d'occupation à une autre ainsi que sa stabilité. Les données en diagonale traduisent la stabilité, celles au-dessus de la diagonale expriment la régression tandis que celles en dessous de la diagonale font part de la progression.

Tableau 3 : Matrice de transition des unités d'occupation des terres du bassin de Lomon 1995-2015

Unités d'occupation en 1995	Unités d'occupation en 2015					Total 1995
	SAA	Plant	CJP	CJ	ASN	
SAA	27,5	385	3062,46	267,89	37,15	3780,41
PLANT	3,44	25,97	219,22	0	1,21	249,84
CJP	20,37	481,6	3944,29	75,56	73	4594,82
CJ	19,12	183,53	1817,22	281,15	17,14	2318,16
ASN	0	0,64	34,5	0	160,63	195,77
TOTAL 2015	70,43	1076,74	9077,69	624,6	289,13	11139

Légende : SAA : Savane arborée et arbustive ; CJP : Champs et jachères sous palmiers ; CJ : Champs et jachères ; Plant : Plantations ; ASN : Agglomérations et sols nus

L'analyse de la matrice révèle que durant la période de 1995 à 2015, 27,5 ha seulement soit 0,73% des savanes arborées et arbustives sont restées stables alors que 385 ha sont transformés en plantations, 3 062,46 ha en champs et jachères sous palmiers, 267,89 ha sont convertis en champs et jachères puis 37,15 ha en agglomérations et sols nus. Les champs et jachères sous palmiers ont connu la plus haute stabilité soit 3 944,29 ha équivalent à 85,84% de leur superficie initiale. Les plantations, les champs et jachères puis les agglomérations et les sols nus ont connu des stabilités respectives de 25,97 ha, 281,15 ha et 160,63 ha en 2015.

Par ailleurs, les champs et jachères sous palmiers ont régressé de 75,56 ha vers les champs et jachères et de 73 ha vers les agglomérations et les sols nus. Les agglomérations et les sols nus quant à eux, ont connu une progression de 34,5 ha et 0,64 ha respectivement vers les champs et jachères sous palmiers et les plantations.

Au total, de 1995 à 2015, 39,86% de la superficie du secteur d'étude sont restées stables, 23% ont connu de progression alors que 37% étaient en régression.

L'examen de cette matrice révèle ainsi deux types de changements dans le bassin du Lomon à savoir :

- La dégradation de la végétation naturelle qui se traduit par la disparition des savanes ;
- L'anthropisation du milieu à travers l'accroissement des champs et jachères sous palmiers, des plantations puis des agglomérations et des sols nus.

Ces changements sont le fait de la pression humaine qui s'observe dans le bassin du Lomon, une pression due au développement des activités humaines qui y sont exercées notamment :

- L'agriculture itinérante sur brulis qui est une agriculture consommatrice d'espace et qui pousse ainsi les paysans en quête de nouvelles terres à défricher la végétation naturelle puis à réduire les temps de jachère ;
- L'utilisation du bois de chauffage par les habitants du bassin (étant donné qu'il constitue la source d'énergie la plus utilisée) ;
- Et l'exploitation des carrières de gravier et de sable existantes.

La Figure 7 ci-dessous met en exergue les différents changements observés dans le bassin entre 1995 et 2015.

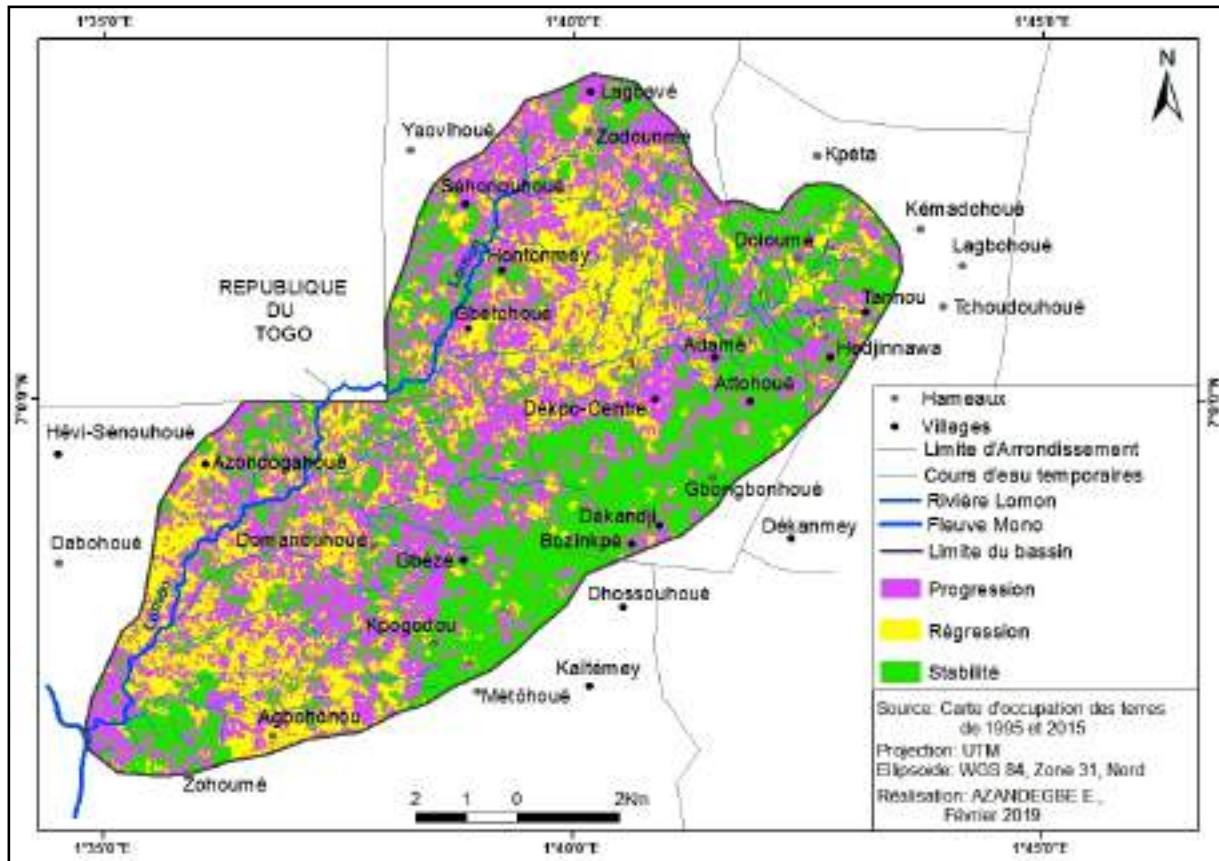


Figure 7 : Carte des changements d'occupation des terres dans le bassin du Lomon entre 1995 et 2015

4. DISCUSSION

Les résultats issus de cette étude ont révélé que presque toute la végétation naturelle qui couvrait le bassin versant du Lomon a été transformée en formations anthropiques. En effet, les savanes arborées et arbustives ont connu un taux moyen annuel d'expansion négatif de -19,71% au profit des champs et jachères sous palmiers, plantations, agglomérations et sols nus. Ceci confirme les résultats de Domingo (1996) dans ce même bassin : selon lui, la végétation est très anthropisée, constituée en grande partie de mosaïques de cultures et de jachères à palmier à huile et à graminées avec quelques recrus arbustifs. Dans leur étude, Sounon Bouko *et al.* (2007, p. 226) en sont également arrivés à la conclusion que les superficies utilisées pour l'installation des cultures augmentent considérablement au détriment des formations végétales naturelles. Dans la Commune de Djidja au Bénin, Arouna (2012) a eu à faire le même constat : ses résultats ont révélé que les formations végétales naturelles constituées de forêts galeries, de forêts denses sèches, de forêts claires et de savanes boisées et de savanes arborées et arbustives ont été majoritairement converties en mosaïques de champs et jachères de telle sorte que les mosaïques de champs et jachères sont devenues le type d'occupation du sol le plus dominant de la Commune en 2010.

Au Togo, dans la préfecture de Yoto, Kpédénou *et al.* (2016, p.151) ont constaté que les formations naturelles (forêts, savanes) sont de plus en plus remplacées par les classes d'occupation anthropiques (champs et jachères, plantations et agroforêts, agglomération et sols nus). Cette remarque a été également faite par Ballo *et al.*, (2016, p. 95) au Mali qui pense que la dynamique de l'occupation du sol est la conséquence d'une forte conversion des superficies de végétation naturelle en zone de cultures. Cette disparition du couvert végétal naturel est due aux activités anthropiques exercées dans le bassin. Plusieurs auteurs ont également eu à faire la même remarque dans leur zone d'étude (Palé, 2000; Oloukoi *et al.*, 2006, Bamba *et al.*, 2008, Kpédénou *et al.*, 2016). Selon Kpédénou *et al.* (2016, p.151), la dégradation du milieu traduite par la régression des formations naturelles est essentiellement liée au développement des activités socio- économiques (culture sur brulis, exploitation du bois d'œuvre et de chauffage, exploitation minière, etc.) et ce, dans un contexte de forte pression démographique comme le signale Palé (2000, p.523) en ces termes : « les fortes densités de population ont des conséquences sur l'occupation de l'espace et sur la gestion des ressources naturelles ».

5. CONCLUSION

L'analyse de l'occupation des terres dans le bassin versant du Lomon entre 1995 et 2015 a montré que la zone est marquée par une forte emprise humaine. Les facteurs anthropiques ont donc engendré une modification de l'occupation des terres dans ce bassin versant. L'étude diachronique à partir des données de télédétection et méthodes SIG est donc une démarche efficace pour l'évaluation de l'évolution des unités d'occupation des terres et de la détection des modifications subies par ces dernières.

Compte tenu des résultats obtenus, il importe pour les autorités de la Commune d'Aplahoué de prendre des dispositions en vue d'un développement harmonieux et durable. Au nombre de ces dispositions, il faut :

- La mise en place d'une base de données sur l'occupation et l'utilisation des terres, essentielle à une meilleure prise de décisions ; car elle comporte des informations qui pourront servir à la planification dans le domaine de l'agriculture, de la foresterie et à la protection de l'environnement, etc.
- La mise en œuvre d'une politique de gestion des ressources naturelles ;
- L'élaboration et le suivi rigoureux des programmes de reboisement ;
- La mise en place de politique et outils adéquats pour la sécurisation des terres cultivables.

Références bibliographiques

- Agossou V et Igue A. M., 1994. Etude morphopédologique du bassin versant de Lomon (Aplahoué) à 1/25 000. Etude n°310-B, CNA, 66 p.
- Akognongbè A, Abdoulaye D, Vissin E et Boko M., 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Ouémé à l'exutoire de Bétérou (Bénin). *Afrique Science*, 10(2) : 228 – 242
- Ali Rachad K. F. M., 2018. Cartographie de la dynamique des unités d'occupation du sol dans la commune de Glazoué. *Mélanges en hommage aux Professeurs Houssou C. S., Houndagba J. C. et Thomas O.*, (3) : 79 - 91.
- Arouna O., 2012. Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la Commune de Djidja au Bénin : implications pour l'aménagement du territoire. Thèse de Doctorat en Géographie, EDP / FLASH, 246 p.
- Ballo A, Traoré S. S, Coulibaly B, Diakité C. H, Diawara M, Traoré A et Dembélé S., 2016. Pressions anthropiques et dynamique d'occupation des terres dans le terroir de Ziguéna, zone cotonnière du Mali. *European Scientific Journal*, 12(5) : 90 - 99.
- Bamba I, Mama A, Neuba D. F. R, Koffi K. J, Traore D, Visser M., Sinsin A. B, Lejoly J et Bogaert J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). *Sciences naturelles*, 5(1) : 49 - 60.
- Domingo E., 1996. Pression agricole et risque d'érosion dans le bassin versant du Lomon, affluent du Mono (Département du Mono). *Bulletin Réseau Erosion*, (16) : 181 – 194.
- Genet B., 2010. Mise au point d'une méthode d'inventaire des terres agricoles en friches par télédétection à La Réunion. Rapport de stage de Master 2 professionnel en Géomatique. ENSAT. Université de Toulouse, 47p
- Kombiéni H et Tchintchin Q., 2018. Gestion foncière et problématique de développement des collectivités locales dans la Commune de Djougou . *Mélanges en hommage aux Professeurs Houssou C. S., Houndagba J. C. et Thomas O.*, (3) : 289 - 302.
- Koumoi Z, Alassane A, Djangbédja M, Boukpéssi T et Kouya A-E., 2013. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans le Centre-Togo. *Revue de géographie Ahoho*, 10(7) : 163 - 172.
- Kpédénou K. D, Boukpéssi T, Tanzidani T et Tchamie K., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la Préfecture de Yoto (Sud – Est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. *Revue des Sciences de l'Environnement. Laboratoire de Recherches Biogéographiques et d'Etudes Environnementales*, (Université de Lomé), 137 - 156.
- Lambin E. F, Turner B. L., Geist H., Agbola S. B., Angelsen A., Bruce. J. W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P. S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E. F.,

- Mortimore M., Ramakrishnan P. S., Richards J. F., Skanes H., Stefan W., Stone G. D., Svedin U., Velkamp T., Vogel C. et Xu J., 2001. The causes of land-use land cover change : moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4) : 161 - 169.
- Oloukoi J, Mama V. J et Agbo F. B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le département des Collines au Bénin. *Téledétection*, 6(4) : 305 - 323.
- Oloukoi J., 2012. Utilité de la télédétection et des systèmes d'information géographiques dans l'étude de la dynamique spatiale de l'occupation des terres au centre du Bénin. Thèse de doctorat de Géographie, UAC, Bénin. 304 p
- Palé F. O. K., 2000. Rôle de l'action anthropique dans la dégradation des ressources naturelles à Niagho-Béguédo. *Berichte des Sonderforschungsbereichs*, 268(14), Frankfurt: 521 - 533 <http://core.ac.uk>
- Sarr M. A., 2009. Cartographie des changements d'occupation du sol entre 1990 et 2002 dans le nord du Sénégal (Ferlo) à partir des images Landsat. *Cybergeo : European Journal of Geography. Environnement, Nature et paysage*. Document 472. <http://cybergeo.revues.org>
- Sounon Bouko B. Sinsin B. et Goura Soulé B., 2007. Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin. *Tropicultura*, 4(25) : 221-227. www.tropicultura.org/
- Todan A, Tente B et Yabi I., 2017. Pression agro-foncière et mutations agraires sur le Plateau Adja au Sud-Ouest du Bénin. *European Scientific Journal*, 13(8) : 177 - 199.
- Toko Imorou I., 2008. Etude de la variabilité spatiale de la biomasse herbacée, de la phénologie et de la structure de la végétation le long des topo séquences du bassin supérieur du fleuve Ouémé au Bénin. Thèse de Doctorat Unique, Université d'Abomey-Calavi, 241 p
- Toko Imorou I., Arouna O. et Sinsin B., 2010. Cartographie des changements spatiotemporels de l'occupation du sol dans la forêt classée de l'Alibori supérieur au nord-Bénin. Université d'Abomey-Calavi, *BenGéo, Revue semestrielle de Géographie du Bénin*, (7) : 22 - 39.

Partie 2

Modélisation spatiale en appui à la gestion des terres

Modélisation prospective de la déforestation dans le Parc National du Mont Sangbé (Côte d'Ivoire)

KONAN Kouadio Eugène ^(1,*), MAFOU Kouassi Combo ⁽²⁾, SYLLA Daouda ⁽¹⁾, DIOMANDE Gondo ⁽³⁾, LIDA Dali Serge ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Institut de Géographie Tropicale, Université Félix Houphouët Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽²⁾ Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), Daloa, Côte d'Ivoire

⁽³⁾ Université Peleforo Gon Coulibaly de Korhogo, Côte d'Ivoire

⁽⁴⁾ Institut d'Ethnosociologie, Université Félix Houphouët Boigny, Côte d'Ivoire

^(*) Auteur correspondant: KONAN Kouadio Eugène, enzokkeugene@yahoo.fr

Résumé

De nombreuses études portant sur la déforestation et le suivi de la dynamique des forêts à l'échelle mondiale, montrent une tendance générale à la disparition des surfaces forestières. Les aires protégées n'échappent pas à ce fléau. Ainsi, cette étude tente-t-elle d'analyser la gestion des aires protégées en Côte d'Ivoire à travers le cas du Parc National du Mont Sangbé. Globalement, l'étude vise à évaluer l'impact des pratiques humaines sur les ressources de cette aire protégée. Comme activités, il s'agit de caractériser la dynamique de l'occupation du sol dans le parc ; de déterminer les facteurs de cette dynamique et enfin d'évaluer le risque de dégradation de la couverture végétale dans ladite aire protégée à travers une analyse prospective. Pour atteindre ces objectifs, cette étude s'appuie sur des images satellites (Spot 4, 5 et 7) de 2001, 2008 et 2015, des données cartographiques, des données socio-économiques et sociodémographiques, et des observations de terrains. Les outils privilégiés pour le traitement et l'analyse des données sont la télédétection et les SIG. Les résultats montrent que les espaces naturels sous l'effet des actions humaines connaissent une dégradation très avancée. Parmi les couvertures subissant une dégradation, il faut noter une grande proportion représentée par les forêts avec 88,34 % de perte entre 2001 et 2015. Le Parc est sous l'influence des activités humaines, de fortes densités de population. Cette observation conduit à la mise en place de deux scénarios possibles sur l'avenir du Parc en 2050 à travers une modélisation prospective dont l'outil utilisé est le model CA-MARKOV. Ainsi, le premier scénario basé sur l'absence de nouvelles plantations révèle une reconversion du Parc par la forêt et la savane. Le deuxième scénario qui s'appuie sur l'intensité des activités humaines, permet d'évaluer les risques de dégradation de la diversité biologique dans cet espace protégé avec une croissance des zones agricoles à l'horizon 2050.

Mots clés : Télédétection, SIG, Modélisation, Analyse prospective, déforestation, Mont Sangbé

Abstract

Many studies on deforestation and monitoring of forest dynamics worldwide show a general trend towards the loss of forest area. Protected areas are not immune to this scourge. Thus, this study attempts to analyse the management of protected areas in Côte d'Ivoire through the case of Mount Sangbé National Park. Overall, the study aims to assess the impact of human practices on the resources of this protected area. Activities include characterizing the dynamics of land use in the park; determining the factors of these dynamics; and finally assessing the risk of degradation of vegetation cover in the protected area through prospective analysis. To achieve these objectives, this study is based on satellite images (Spot 4, 5 and 7) from 2001, 2008 and 2015, cartographic data, socio-economic and socio-demographic data, and field observations. The preferred tools for data processing and analysis are remote sensing and GIS. The results show that natural areas under the influence of human actions are deteriorating at a very advanced stage. Among the deteriorating covers, a large proportion is represented by forests with 88.34 % loss between 2001 and 2015. The Park is under the influence of human activities and high population densities. This observation leads to the implementation of two possible scenarios on the future of the Park in 2050 through prospective modelling using the CA-MARKOV model as the tool. Thus, the first scenario based on the absence of new plantations reveals a reconversion of the Park by the forest and savannah. The second scenario, based on the intensity of human activities, makes it possible to assess the risks of biodiversity degradation in this protected area with a growth of agricultural areas by 2050.

Keywords : Remote sensing, GIS, Modelling, Prospective analysis, deforestation, Mount Sangbé

1. INTRODUCTION

La question de la déforestation et de la dégradation des espaces protégés, occupe une place centrale dans le domaine de la recherche en Côte d'Ivoire. Les enjeux soulevés par l'expansion de l'agriculture à l'intérieur de ces espaces sont clairement identifiés à travers plusieurs recherches scientifiques (Konan, 2008 ; Adon, 2010 ; Goh, 2015). Aujourd'hui, les rares massifs forestiers persistant encore en Côte d'Ivoire se rencontrent dans les forêts classées et les aires protégées. Cependant, les actions des populations riveraines sur ces espaces protégés entraînent chaque année la disparition de plusieurs milliers d'hectares de forêt avec un taux de déforestation sur la période 1969-2004 qui a été estimé à 200 000 ha par an (BNETD, 2004).

Aussi dans la perspective actuelle de développement durable et des politiques d'adaptation au changement climatique, il est indispensable d'identifier et d'évaluer les paramètres à la base de la déforestation et de la dégradation des forêts en vue de comprendre et maîtriser les changements futurs, en particulier pour des enjeux sociétaux d'échelle régionale (valeur patrimoniale et économique) ou planétaire (stock et émission de carbone, biodiversité). L'utilisation de l'approche prospective régionale devient ainsi de plus en plus incontournable, dans le souci de la mise en place des stratégies plus efficaces de lutte contre la déforestation, et de gestion adaptée à chaque territoire.

La mise en œuvre d'approches géoprospectives est donc importante dans le but d'éclairer les décisions d'aménagement et de gestion des territoires afin d'anticiper à moyen et/ou long terme les évolutions spatiales et paysagères.

Sur cette base, l'inquiétude directrice qui fonde cette recherche se décline comme suit : Quel est l'état de la conservation de la couverture végétale dans le Parc National du Mont Sangbé ? L'examen attentif de cette question centrale suscite en nous les questions subsidiaires suivantes : Quel est le niveau de l'occupation et de l'utilisation du sol dans le parc national du Mont Sangbé ? Quels sont les facteurs explicatifs de la dégradation de la couverture végétale dans le parc national du Mont Sangbé ? A quels risques est exposée la biodiversité du parc national du Mont Sangbé ?

L'objectif central de cette étude est d'élaborer une modélisation prospective de la déforestation dans le Parc National du Mont Sangbé (Côte d'Ivoire) pour la compréhension des caractéristiques de changements d'utilisation et d'occupation des sols et leur simulation prédictive à court et moyen termes.

De façon spécifique il s'agit de: i) évaluer la dynamique de la couverture végétale du parc par télédétection satellitaire optique à très haute résolution (THR), et ce, sur au moins les 3 dernières décennies; ii) établir la complexité du système multicritère (facteurs explicatifs) responsable au niveau régional des évolutions de l'occupation du sol et des transitions agro-paysagères dans le parc; iii) produire des scénarii prospectifs spatialisés (tendanciels et contrastés) pour une gamme de futurs possibles des types d'occupation du sol dans le parc.

Situé dans l’Ouest de la Côte d’Ivoire et à cheval sur les départements de Biankouma et de Touba, le Parc National du Mont Sangbé couvre une superficie de 95 000 hectares (Figure 1). Il occupe sensiblement l’ancien massif du Mont Sangbé lui-même constitué en forêt domaniale en 1945 ; celle-ci couvrait alors 105 000 ha et englobait les massifs de Kangolo (24 000 hectares), et du Mont Boin (16 000 hectares). Par décret n°76-215 du 19/02/76, la zone d’occupation des trois massifs (Sangbé, Kangolo et Mont Boin) a été regroupée en Parc national, du nom du sommet le plus élevé.

Un réseau hydrographique très dense constitué de cours d’eau dont les principaux sont le Baba et le Bafing, principaux affluents du fleuve Sassandra arrose l’ensemble du parc. La couverture végétale très variée est composée de forêt dense, forêt claire, forêt galerie et de savane arborée, herbeuse, boisée et arbustive. Cette diversité de formations végétales fait du Parc National du Mont Sangbé une réserve de biodiversité exceptionnelle et un refuge pour de nombreuses espèces menacées comme les grands singes, le buffle et l’éléphant. On peut également y observer de nombreuses autres espèces animales comme la panthère, l’antilope royale, l’hyène tachetée, le léopard, l’Hippopotame amphibie, ainsi que plusieurs espèces de crocodile (OIPR, 2011). Le parc se trouve entièrement localisé en zone montagneuse où sont concentrés 14 sommets de plus de 1000 mètres d’altitude.

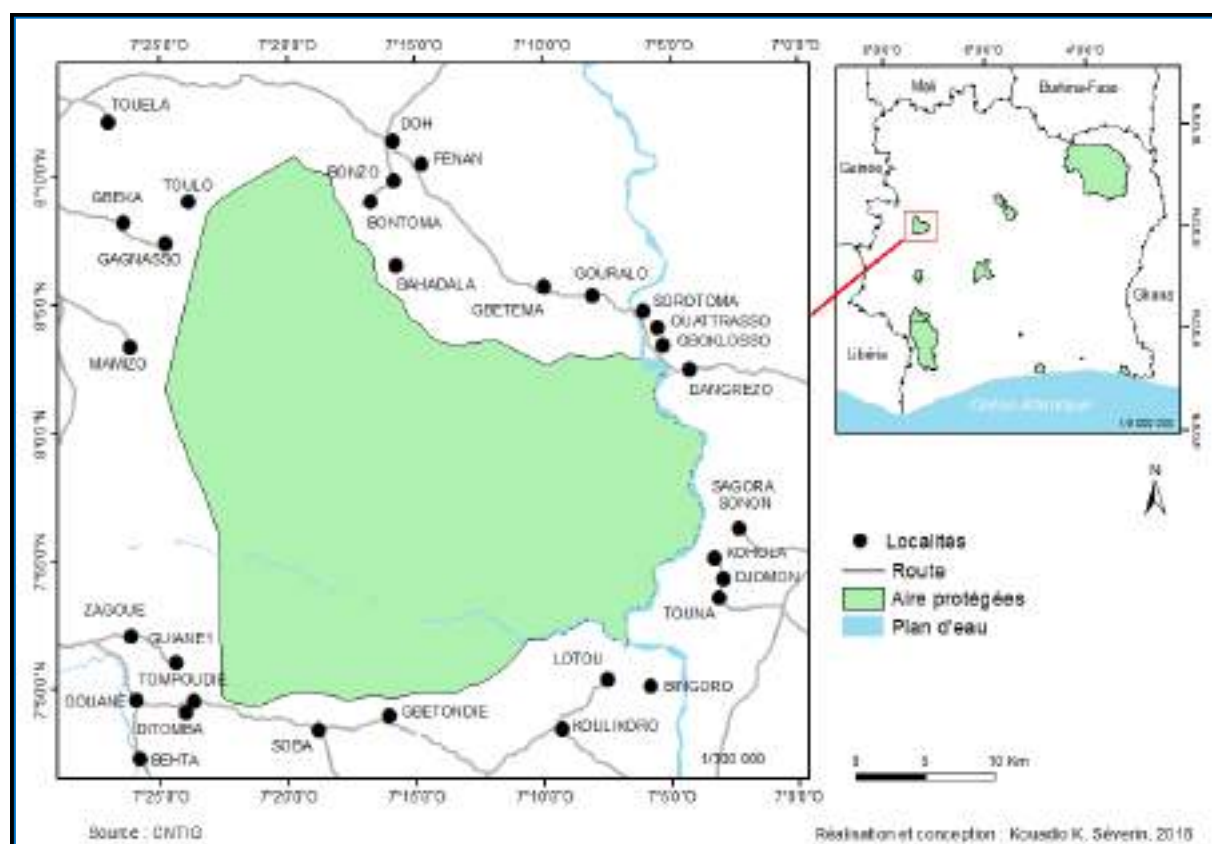


Figure 1 : Carte de localisation du Parc National du Mont Sangbé.

2. DONNEES ET METHODES

2.1. Données

Dans cette étude quatre types de données ont été utilisés. Il s'agit de données satellitaires, de données cartographiques, de données socio-économiques et sociodémographiques et de relevés de terrain.

Les données satellitaires correspondent à trois (03) images satellites des capteurs optiques Spot 4; 5 et 7, acquises en 2001, 2008 et 2015.

Les données cartographiques concernent des couches vectorielles de localités, du réseau routier, du réseau hydrographique, des limites des aires protégées et d'autres données en format analogique (la carte de Man 4d (Feuille NB-29-XXIII-4 d) au 1/50 000 de 1966, la carte de Toubia (Feuille NC-29-V) au 1/200 000 réalisée en 2015). Ces cartes ont permis non seulement d'apprécier l'occupation du sol dans la zone du parc, mais ont aidé à l'identification des entités géographiques sur les images.

Les données socio-économiques et sociodémographiques sont des données des Recensements Généraux de la Population et de l'Habitat (RGPH) de 1998 et 2014 utilisées pour l'analyse de la pression humaine.

Les relevés de terrain sont les points de géolocalisation à l'aide d'un GPS couplés de prises de vues photographiques des différents types d'affectation au sol et des pratiques des populations dans le parc. Ces points GPS ont été d'une importance capitale dans la détermination des classes d'occupation du sol et la validation des classifications réalisées.

Les méthodes de collecte des données portent essentiellement sur des entretiens et des observations directes sur le terrain. Les entretiens se sont effectués dans un premier temps auprès des autorités chargées de la surveillance du parc à savoir les agents de l'OIPR et avaient pour but de recueillir des informations relatives à la gestion du Parc, à sa composition floristique et faunique et surtout à la pression exercée par les populations riveraines sur le parc. D'autre part, auprès des populations riveraines et portaient sur leur perception du parc, sur les activités qu'elles exercent autour et dans le Parc et sur leurs actions pour la sauvegarde du PNMS.

L'observation directe a eu pour cadre l'espace restreint du parc et a consisté à identifier les espèces végétales, et surtout à repérer les indices de l'action des populations dans le parc.

2.2. Traitement et analyse des données

Le traitement et l'analyse des données ont porté essentiellement sur le traitement des images, et l'exploitation de la base de données dans un environnement SIG et la Simulation de la dynamique de l'occupation du sol. Les techniques de traitement données utilisées sont les méthodes de télédétection et de SIG.

2.2.1. Traitement des images

Le traitement des images a consisté d'abord à la définition de 6 thèmes retenus pour l'analyse et la cartographie de l'occupation du sol. Ensuite, à l'identification des objets à cartographier à partir des compositions colorées et des indices d'humidité et de brillance du sol qui permettent une meilleure discrimination des formations végétales (Jussof, 2003). Enfin, la dernière étape est celle de la cartographie de l'occupation du sol par télédétection. Dans la présente étude la technique utilisée est la classification dirigée ou classification hiérarchique pseudo-dirigée (Fotsing, 1998). Le choix porté sur cette méthode s'explique par la forte hétérogénéité des éléments de l'occupation du sol dans l'espace d'étude et la grande probabilité de confusion de certaines composantes. L'algorithme utilisé pour la classification est le « maximum de vraisemblance » qui se présente comme la plus efficace dans la production des cartes (Bonn et Rochon, 1992). A travers cet algorithme, les pixels sont affectés aux échantillons les plus proches selon la distance bayésienne, qui calcule la probabilité qu'un pixel d'appartenir à une classe donnée. Le pixel est affecté à la classe pour laquelle la probabilité est la plus forte. Toutes les opérations se sont effectuées avec le logiciel Envi.

2.2.2. Intégration des données dans un système d'information Géographique (SIG)

Après le traitement des données, une base de données a été constituée sous un environnement SIG à partir du logiciel Arc-Gis. L'exploitation de cette base a porté sur des requêtes, des géotraitements et des calculs statistiques. Toutes ces opérations visent à rechercher de l'information ou à produire de nouvelles cartes ou graphiques.

2.2.3. Simulation de la dynamique de l'occupation du sol

Choix du modèle

Le modèle CA Markov a été choisi pour la simulation de l'occupation du sol. Le choix de ce modèle se justifie par sa performance, son potentiel multi-échelle, sa procédure spatialement explicite basée sur des données matricielles. Il est disponible le logiciel IDRISI. L'analyse de la chaîne de Markov prédit l'avenir des modes d'utilisation des terres en se basant sur la connaissance de ceux du passé et du présent.

Identification des critères

Le choix des variables explicatives à intégrer au modèle dépend de leur disponibilité, leur spatialisation ainsi que de leur influence sur la localisation et les changements des types d'occupation du sol (Tableau 1). Le nombre de facteurs présentés et intégrés est restreint comparativement à la palette des variables (environnementales, socio-édaphiques, politico-économiques, biophysiques, etc.) potentiellement explicatives énumérées par Geist et Lambin (2001).

Tableau 1 : Critères utilisés et différentes aptitudes des classes d'occupation du sol

Facteurs	Types d'occupation du sol				
	Forêt	Savane	Culture-Jachère Sol nu	Culture	Eau
Densité de population	<5 hbts/km ²	> 5 hbts/km ²	> 10 hbts/km ²	>10 hbts/km ²	>10 hbts/km ²
Distance des routes	>500 m	>300 m	<100 m	<100 m	<200 m
Distance des localités	>1000 m	<500 m	<1000 m	<500 m	<500 m
Cours d'eau	-	-	-	-	0-10 m

Pondération des facteurs

A la suite de l'identification des facteurs, ils ont donc été comparés, deux à deux, dans une matrice de Saaty (1990), en fonction de leur importance relative par rapport à l'objectif fixé (Tableau 2). Il faut signifier que la note est subjective et dépend entièrement de l'analyste.

Tableau2 : Échelle de Saaty pour la pondération des facteurs par paires (Saaty, 1990)

Expression d'un critère par rapport à un autre	Échelle numérique	Expression d'un critère par rapport à un autre	Échelle numérique
Même importance que	1	Modérément moins important que	1/3
Modérément plus important que	3	Fortement moins important que	1/5
Fortement plus important que	5	Très moins important que	1/7
Très important que	7	Extrêmement moins important que	1/9
Extrêmement plus important que	9		

Calibration et validation du modèle

La simulation de la dynamique de l'occupation du sol en 2050 nécessite la calibration du modèle sur des données connues. Ainsi, l'image de 2015 fait l'objet d'une première simulation-test, calibrée par deux dates antérieures (2001 et 2008).

Pour la validation, le résultat de la simulation de l'occupation du sol de 2012 est comparé à la carte d'occupation du sol de 2015 issue de la classification.

3. RESULTATS

3.1. Diagnose spatiale de l'occupation du sol dans le parc

Dans le parc national du Mont Sangbé, diverses formations végétales s'y développent. Il s'agit de : la forêt dense, la forêt claire, la savane boisée, la savane arborée, la savane herbeuse. La savane herbeuse se rencontre généralement dans les secteurs Nord du parc. Les autres types de savane se retrouvent un peu partout dans le parc. Quant aux forêts, elles sont localisées au Sud, à l'Ouest et à l'Est du parc. La rivière Bafing et de nombreuses autres rivières constituent pour l'essentielle de l'occupation hydrologique. Les affleurements rocheux et certains espaces dépourvus de couvert végétal y sont également observables. Les espaces humanisés se répartissent entre les lieux d'habitation, les jachères et les cultures.

3.1.1. Analyse de l'occupation et de l'utilisation du sol de 2001 à 2015

L'occupation du sol en 2001 présente un milieu faiblement anthropisé (Tableau 3 et Figure 2). Les forêts couvrent en 2001 une superficie de 41 915 ha, soit 44 % de la superficie totale du parc et se localisent dans presque tout l'espace. Les savanes couvrent presque la même surface que les forêts avec environ 40 697 ha soit 43 % de la superficie totale de la zone. Les cultures représentent seulement 11,08 % de l'espace de la zone. Elles se traduisent par quelques plantations de café. Hormis les quelques superficies occupées par les plantations de café, l'essentielle de la végétation dans le parc à cette date, était naturelle. Les habitats et sols nus occupent à cette date environ 1 % de la superficie totale. Il s'agit des anciens villages des déguerpis de 1998 dans le cadre du projet d'aménagement du parc du Mont Sangbé qui a abouti au déguerpissement effectif des occupants. Ces espaces se localisent au centre du parc.

Tableau 3 : Répartition des types d'occupation du sol dans le parc en 2001 ; 2008 et 2015

	Superficies (ha) 2001	% en 2001	Superficies (ha) 2008	% en 2008	Superficies 2015	% en 2015
Forêt	41915	44	18779	20	4886,27	5,15
Savane	40697	43	29450	31	15380,35	16,21
Culture-Jachère	-	-	29261	31	44239,24	46,64
Culture	10525	11	16359	17	29429,98	31,03
Hydrographie	954	1	1009	1,1	827,41	0,87
Habitat-Sol nu	766,78	0,81	-	-	89,71	0,09
Total	95000	100	95000	100	95000	100

En 2008 la superficie forestière est passée à 18 779 ha soit 20 % de la surface total du parc Cette situation est due à la réappropriation suivie de la mise en culture d'espaces forestiers dans la zone. En effet, la crise politico-militaire qu'a connue la Côte d'Ivoire à partir de 2002, a entraîné le départ de l'administration dans cette partie du pays provoquant ainsi de nouvelles infiltrations dans le parc. Les savanes quant à elles couvrent 29 450 ha soit 31 % de la superficie de la zone. Ces reliques de savanes sont perceptibles dans presque tout l'espace de la zone (Tableau III et Figure 3). Les espaces anthropisés

à savoir les jachères et les cultures couvrent respectivement 31 % et 17 % de la superficie totale du Parc et se localisent dans les secteurs Sud, Nord et Est de l'aire protégée. Elles regroupent les anciennes plantations de café restées toujours en friche, mais également des parcelles récemment abandonnées par les paysans suite à leur mise en culture saisonnière.

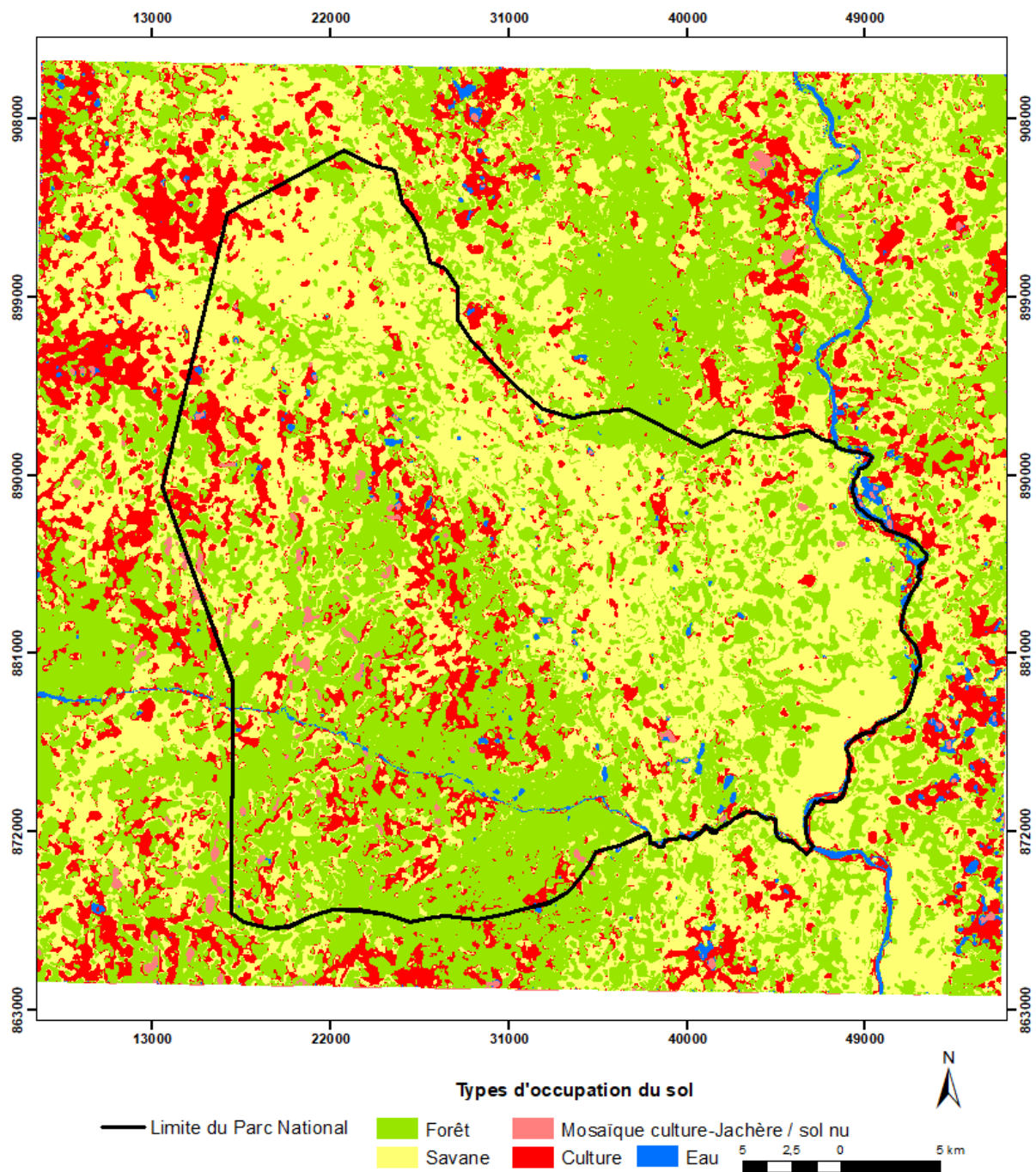


Figure2 : Occupation du sol autour et dans le parc national du Mont Sangbé en 2001

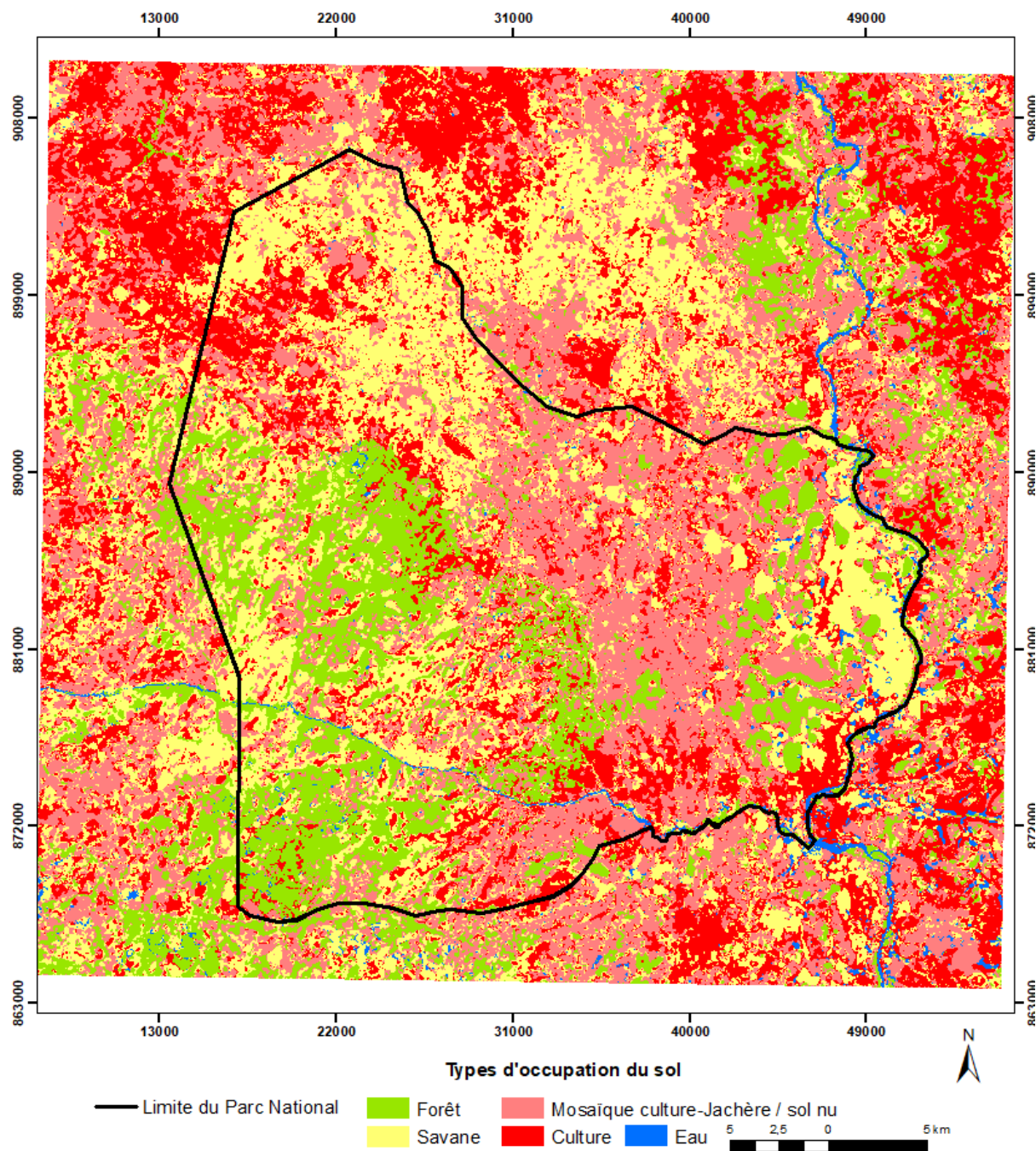


Figure 3 : Occupation du sol autour et dans le Parc National du Mont Sangbé en 2008

L'occupation du sol de 2015 présente un bouleversement profond au niveau de la répartition spatiale et des superficies occupées par les formations végétales naturelles (Tableau 3 et Figure 4). Les surfaces forestières occupent environ 5,15 % de l'espace du parc contre 16,21 % pour les savanes et 77,64 % pour les espaces humanisés (46,64 % pour les jachères et 31,03 % pour les cultures). Les rares portions de forêt se localisent dans leur grande majorité à l'Ouest du parc. Ce tarissement des ressources forestières est le fait de l'inaction de l'administration forestière domaniale ivoirienne depuis

l'éclatement de la crise en 2002. En effet, il faut noter que jusqu'en 2011, l'administration public n'existaient pas dans les zones.

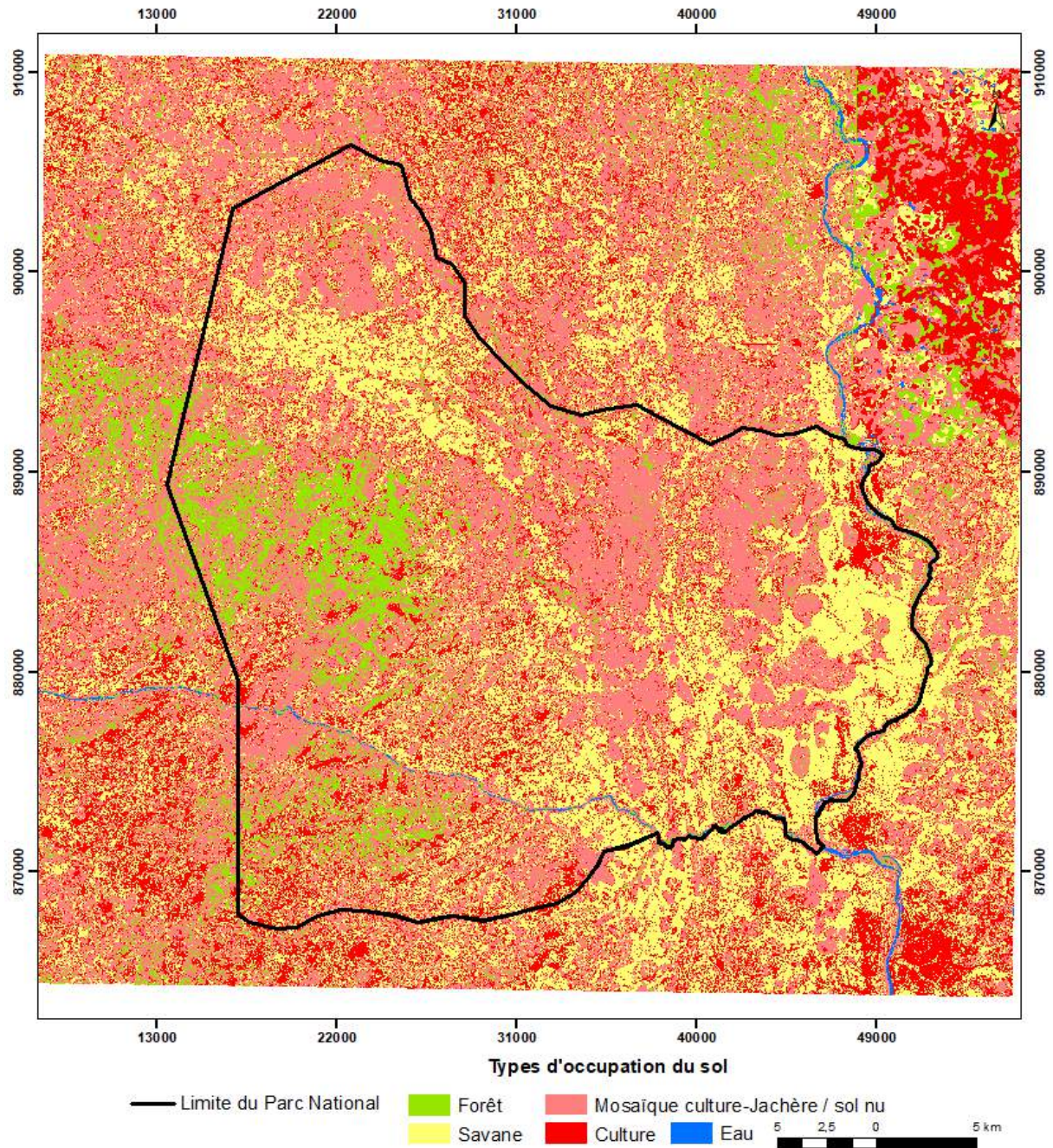


Figure 4 : Occupation du sol autour et dans le Parc National du Mont Sangbé en 2015

3.1.2. Une forte régression des espaces naturels et Une forte croissance des espaces humanisés dans le parc de 2001 à 2015

Durant cette période, les différents types d'affectation au sol présents dans le parc ont évolué différemment. Les étendues des espaces naturels ont régressé alors que celles des espaces humanisés se sont accrues (Tableau 4).

Globalement, les forêts ont connu une régression d'environ -38,98 %. Dans le détail, sur la période 2001-2008, la régression des superficies forestières se chiffre à 23 136 ha soit un taux de régression de -24,4 %. Les surfaces savaniques ont diminué de -11,8 %. Sur la période de 2008 à 2015, la régression des superficies forestières a atteint -13 892,51 ha, soit un taux de -14,62 %. La savane quant à elle, a régressé d'environ -26,65 %.

Contrairement aux espaces naturels qui disparaissent sous l'action conjuguée de diverses pressions anthropiques ; les espaces humanisés quant eux connaissent en 14 ans un accroissement de leurs surfaces. Partout, les cultures, les jachères et les habitats ou sols nus ont vu leurs superficies s'accroître.

Ainsi de 2001 à 2015 les jachères ont connu un accroissement de 30,80 % (2001-2008) et de 15,77 %. Quant aux cultures, elles ont enregistré respectivement des augmentations de 6,14 % (2001-2008) et de 13,76 % (2008 à 2015).

Cette dynamique des surfaces de cultures et de jachères se fait au dépend de celles des forêts et des savanes. En effet, les espaces naturels, grâce à leurs impressionnantes aptitudes culturelles, constituent les principaux réceptacles de toutes pratiques culturelles. Ainsi, à mesure que les superficies de ces milieux s'amenuisent, celles des cultures et jachères s'accroît.

Les surfaces occupées par les habitats et les sols nus ont considérablement régressé de 2001 à 2015 avec un taux estimé à -0,71 %. De 2008 à 2015, l'existence des sols nus dans l'espace du parc pourrait s'expliquer par la destruction et la mise à feu de certaines plantations par la brigade forestière dès le retour de l'administration dans cette région de la Côte d'Ivoire en 2011.

Tableau 4 : Évolution de l'occupation du sol dans le parc du Mont Sangbé entre 2001 et 2015

	Accroissement 2001-2008 (ha)	Taux	Accroissement 2008-2015	Taux	Accroissement 2001-2015 (ha)	Taux
Forêt	-23136	-24,4	-13892,73	-14,62	-37028,62	-38,98
Savane	-11247	-11,8	-14069,65	-14,81	-25316,82	-26,65
Culture-Jachère	29261	30,80	14978,24	15,77	44239,24	46,57
Culture	5834	6,14	13070,98	13,76	18904,98	19,90
Hydrographie	55	0,06	-181,51	-0,19	-126,59	-0,13
Habitat-Sol nu	-766,78	-0,81	89,71	0,09	-677,07	-0,71

3.2. L'environnement humain du parc et la dégradation des ressources : recherche de corrélation

Il est question dans cette partie d'analyser le lien existant entre les facteurs humains et la dégradation des milieux dans le parc. Ce sont : les densités et volumes de population, les localités riveraines et les routes.

3.2.1. Facteurs démographiques

Selon les Recensements Générales de la Population et de l'Habitat (RGPH) de 1998 et 2014, la population de la zone du parc national du Mont Sangbé est passée de 6 776 habitants en 1998 à 22 101 habitants en 2014. Ce qui correspond à un accroissement de 16 255 habitants en 16 ans. Dans le détail, les volumes de population varient d'une localité à l'autre (Figure 5). Sur la période 1998-2014, les localités riveraines enregistrant les volumes de population les plus élevés sont celles Bingoro, Bonzo, Doh, Gouané, Gbétéma, Guiané 1, Sorotoma, Soba et Koulikoro avec des effectifs de population compris entre 300 et 500 habitants en 1998. En 2014, ces effectifs excèdent tous les 1000 habitants.

L'analyse minutieuse de cette population permet de dégager cinq (04) grandes catégories de localités : les localités à très forte population, les localités à forte population, les localités à moyenne population et les localités à faible population.

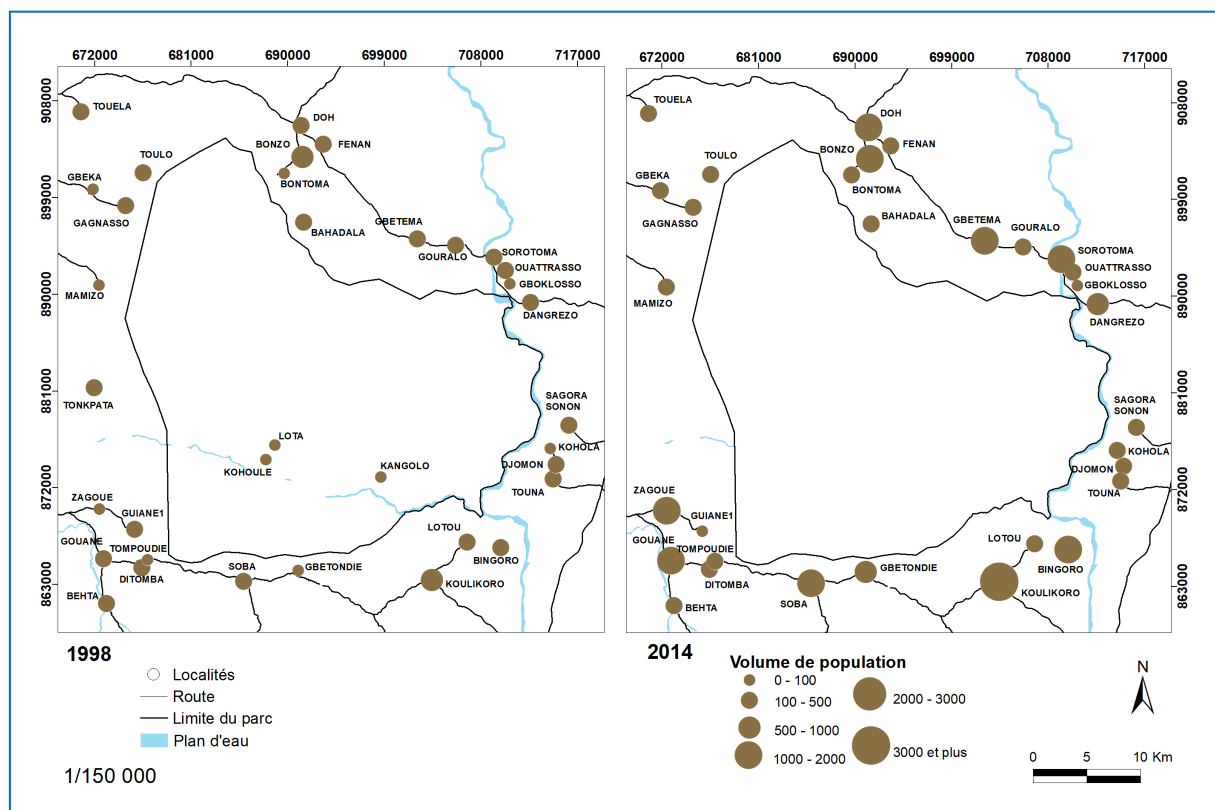


Figure 5 : Distribution de la population autour du Parc National du Mont Sangbé en 1998 et 2014

Au niveau des densités rurales de population, de 1998 et 2014, elles varient de 0 à environ 18 habitants au km² (Figure 6). Les densités de l'année 1998 vont de 0 à 6 habitants au km². Cependant, à y voir de près, les densités comprises entre 1 et 3 habitants au km² sont les plus dominantes aux alentours du Parc. On les rencontre surtout au Sud, à l'Est et au Nord du parc. Les faibles densités sont de plus en plus importantes quand on s'éloigne des limites du parc. Autour des grands foyers de peuplements, c'est-à-dire à Gouané, Gouané 1, Soba, Gbokosso, Sorotoma, on observe des densités avoisinant les 6 habitants au km².

En 2014, on remarque des densités beaucoup plus importantes qu'en 1998. Cependant, la répartition spatiale des foyers de peuplement n'a quasiment pas évolué. Les mêmes foyers de peuplement de 1998 ont été considérablement grossis faisant ainsi passer les densités à plus de 15 habitants au km². Trois principaux foyers se localisent au Sud, au Nord et à l'Est du Parc. Les densités nulles se trouvent à l'Ouest et à l'intérieur du parc ainsi qu'en quelques endroits bien isolés et ponctuels au Nord.

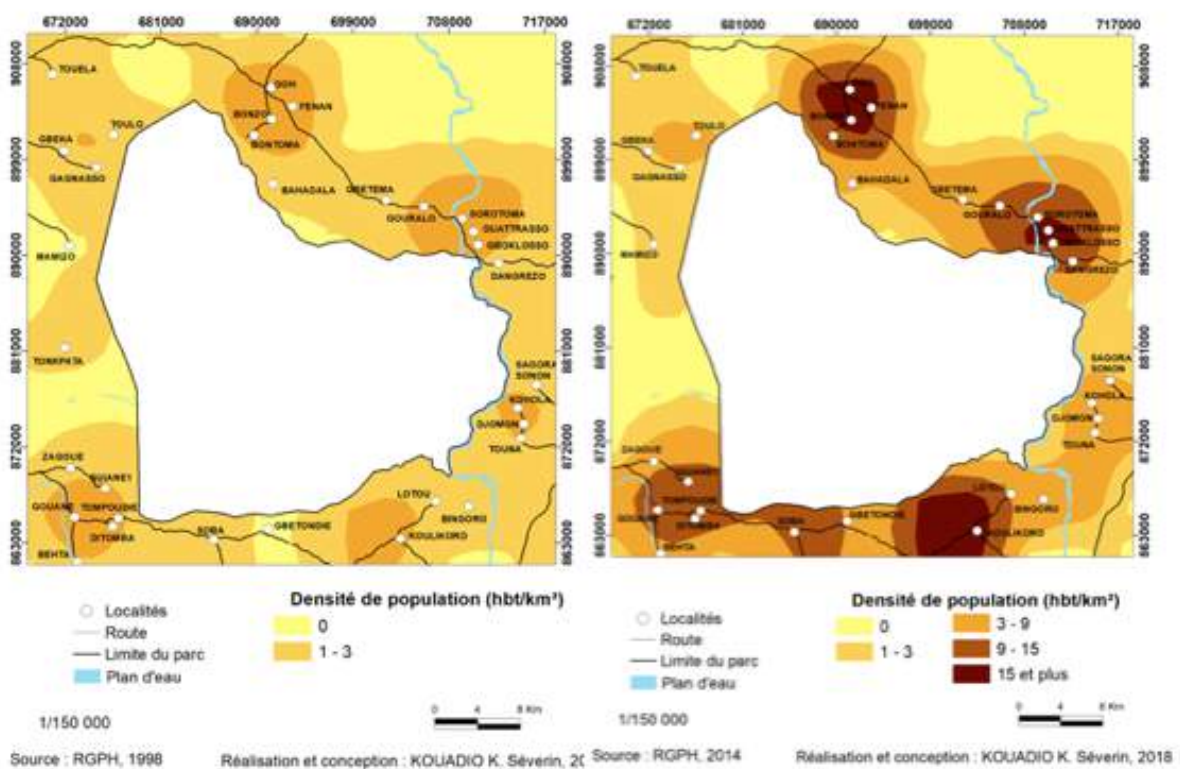


Figure 6 : Densité de population autour du Parc National du Mont Sangbé en 1998 et 2014

3.2.2. Voies de communication et la dynamique des milieux

Les voies de communication constituent des moyens qui guident la formation des fronts pionniers. L'étude de Moise (2002) portant sur la compréhension du déboisement dans le bassin amazonien a montré que les routes et les cours d'eau constituent les principales voies de pénétration pionnière conduisant à l'accapement et à la mise en culture des milieux forestiers. Pour Koli Bi (1981) in Konan (2008), ce sont elles qui permettent la pénétration en milieu forestier, la diffusion des hommes et leur installation. Le seul type de voie de communication présent dans les secteurs du parc du Mont Sangbé est la route. Les pistes secondaires de relais et les pistes de pénétration pionnières sont présentes dans le secteur du Mont Sangbé. Les pistes secondaires de relais assurent la communication entre les localités riveraines et le transport des marchandises vers les pistes principales de liaison. Aux alentours du parc national du Mont Sangbé, cette catégorie de route existe particulièrement en abondance et sert, dans certains cas, de limite entre le parc et le domaine rural voisin. Elles représentent donc pour le parc un danger permanent. Selon Brou (2005), le passage d'une route à l'intérieur ou à proximité d'un massif forestier représente un risque pour la survie de celui-ci. Les pistes de pénétration pionnière sont, quant à elles, les voies d'accès à la forêt (le parc) et sont empruntées par les populations pour coloniser le milieu naturel (Konan, 2008). Elles y sont également nombreuses et sont observables dans tous les secteurs subissant d'importantes pressions humaines. Dans chaque localité périphérique, existe une piste de pénétration pionnière. La plus célèbre de toutes est l'entrée principale du parc au niveau de la localité de Kokialo. Ces pistes jouent un rôle très crucial dans le processus d'humanisation des milieux dans le parc.

En définitive, il faut noter que plusieurs facteurs contribuent à la dégradation de la couverture végétale dans le parc national du Mont Sangbé ((Figure 7). Il s'agit des facteurs démographiques, socioéconomiques et environnementaux. En effet, la croissance démographique, le rapprochement des localités des limites du parc ainsi que l'aptitude culturelle des sols de l'intérieur du parc constituent des éléments exacerbant la pression humaine sur les ressources. Ainsi, les taux de dégradation sont-ils très élevés dans les secteurs à forte croissance démographique. Par ailleurs, la saturation foncière issue de la densité des surfaces agricoles autour du parc, qui est un corollaire direct de la croissance démographique pousse les populations à la conquête de nouvelles terres arabes dans l'aire protégée. La dynamique observée des types occupations du sol dans le parc est la résultante de la pression humaine sur ces formations à causes des nombreuses activités pratiquées par les riverains dans le parc.

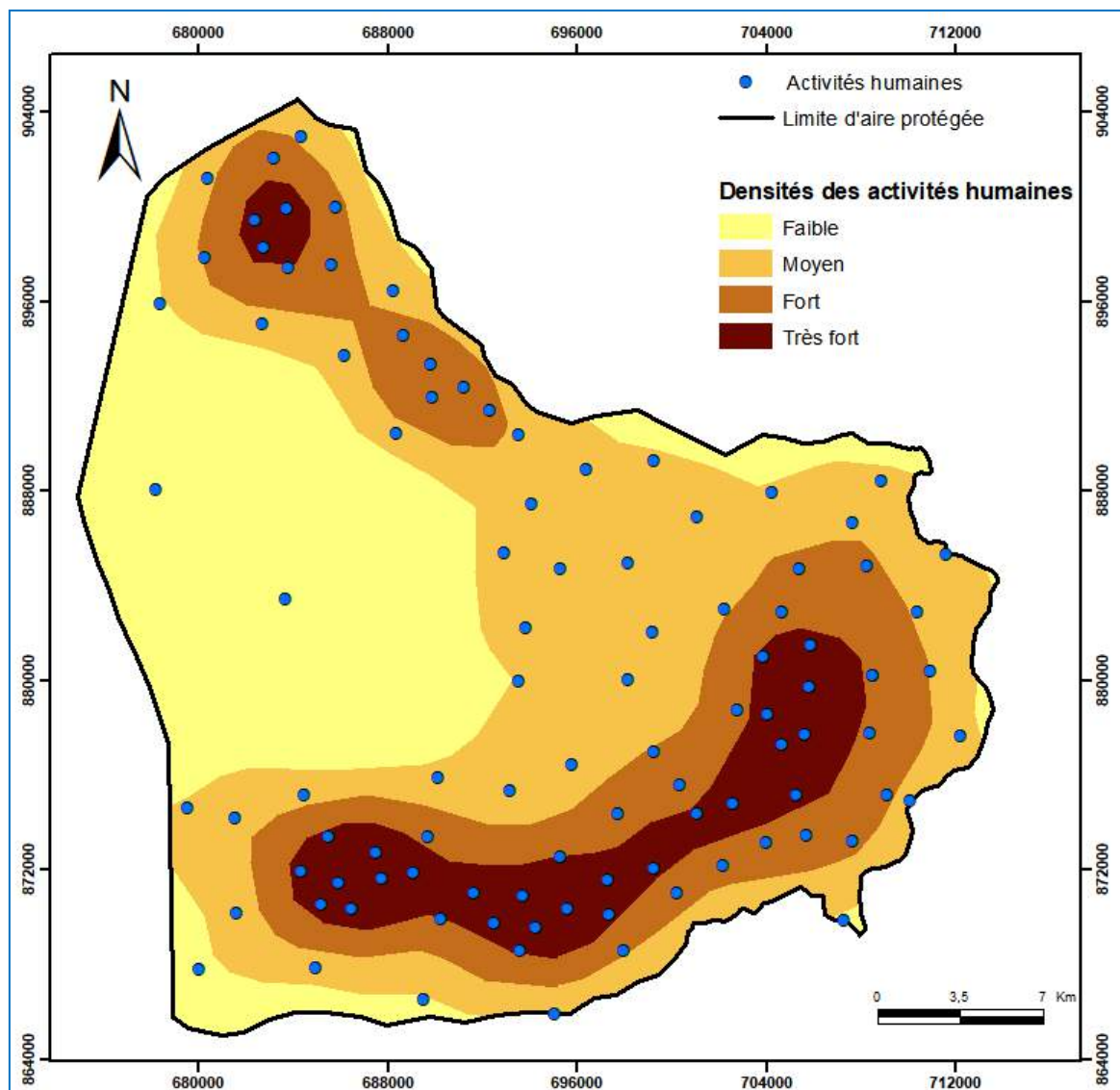


Figure7 : Densités des activités humaines dans le parc en 2017

3.3. Simulation de l'occupation du sol à l'horizon 2050

Après le calibrage et la validation du modèle, il a été question de faire la prédiction de l'occupation du sol en 2050 en considérant la transition entre les occupations du sol de 2008 et 2015 et, la prise en compte de l'environnement humain à l'intérieur et autour du parc. La considération de tous ces facteurs permet de mettre en place deux scénarios possibles de l'occupation du sol dans le PNMS en 2050.

Le premier scénario résulte de la transition entre 2008 et 2010 et des actions des autorités en charge de la gestion du parc (déguerpissement des populations et interdiction de création de nouvelles plantations). L'analyse du résultat de cette simulation montre une recolonisation totale de l'espace du parc par les formations naturelles que sont les savanes et les forêts en 2050 (Figure 8).

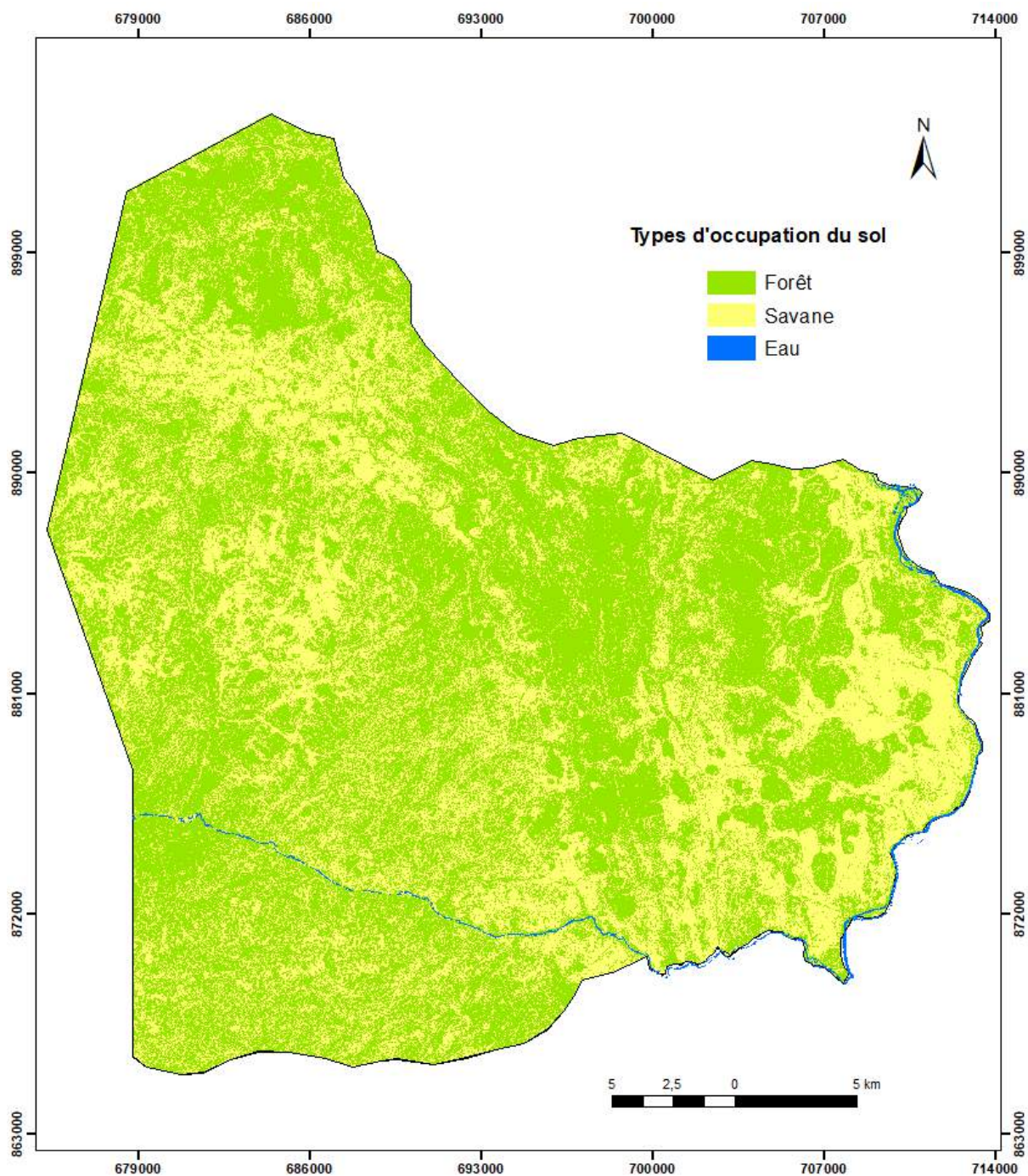


Figure 8 : Occupation du sol dans le Parc National du Mont Sangbé en 2050 (Scénario 1)

Le deuxième scénario plus axé sur les facteurs environnementaux et socio-économiques autour et dans le parc, permet de voir de fortes pressions humaines sur le parc.

Cette situation se traduit par le fort taux de zones de cultures qui laisse penser que si rien n'est fait le parc connaîtra en 2050 une disparition totale de ses espaces naturels à savoir la forêt et la savane (Figure 9)

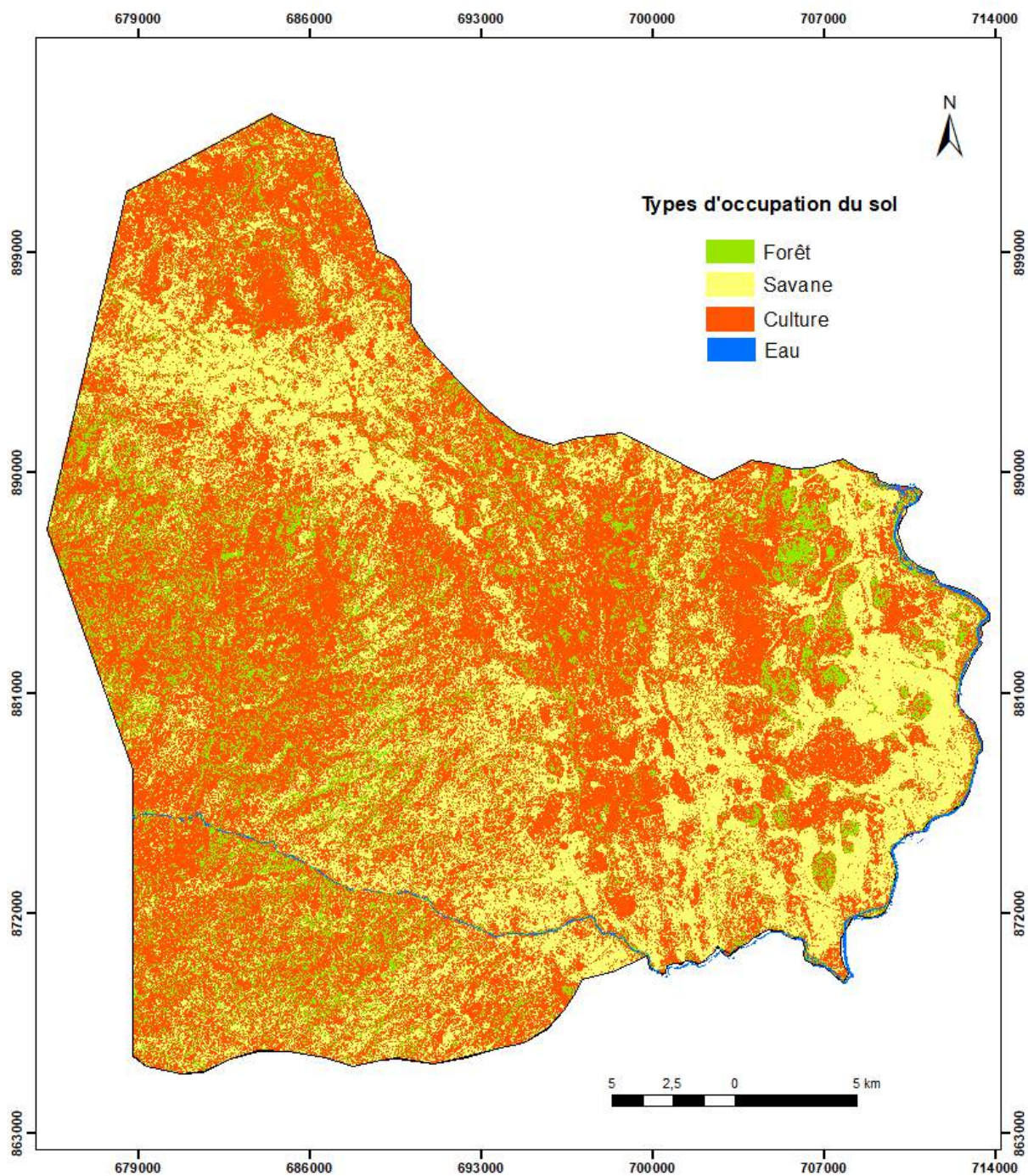


Figure 9 : Occupation du sol dans le Parc National du Mont Sangbé en 2050 (Scénario 2)

4. CONCLUSION

Cette étude menée dans le parc national du Mont Sangbé a cherché à évaluer l'impact des pratiques des populations sur les ressources naturelles du Parc National du Mont Sangbé. Elle a permis dans un premier temps de caractériser les types d'occupation du sol dans le parc pour les trois années d'observation (2001, 2008 et 2015) pour ensuite modéliser la dynamique de dégradation du couvert

végétal du parc en 2050. Toutes ces opérations ont permis d'évaluer la superficie de chaque type d'affectation au sol, sa localisation ainsi que les changements survenus dans l'occupation du sol durant chacune des périodes. Dans un second temps, les facteurs qui sous-tendent l'évolution des types d'affectation au sol dans l'espace du parc ont été déterminés. Les risques potentiels de dégradation des ressources naturelles ont enfin été évalués et ont permis de prédire l'occupation du sol dans le parc en considérant deux scénarios. En effet, outre la pratique agricole à l'intérieur du parc national du Mont Sangbé ; on y observe également de nombreuses autres pratiques humaines. Celles-ci concernent la chasse, la cueillette, les feux de brousse, le pâturage et les prélèvements de produits ligneux (coupes de bois, prélèvement de bois de chauffe, prélèvement de paille). Les prélèvements sont aussi bien destinés à la commercialisation qu'à l'usage domestique. Ces pratiques illicites ont pour conséquence d'entraîner une érosion irréversible des ressources naturelles.

L'utilisation d'une multitude donnée de diverses sources a nécessité le recours à plusieurs techniques d'analyse. Les techniques de télédétection ont été requises pour le traitement des images satellites et d'autres techniques relevant de la statistique ont été appliquées pour l'analyse des données de population et d'entretien. La mise en synergie de l'ensemble de ces données a été possible grâce aux SIG.

Les techniques de télédétection ; les représentations cartographiques et les méthodes statistiques (Taux d'évolution moyen annuel, taux d'évolution global, Taux de déforestation) s'accordent sur la réalité d'une importante pression humaine sur les ressources du parc. Cette méthodologie déjà mise en œuvre dans de nombreuses recherches, a permis d'aboutir à des résultats satisfaisants (Adon, 2010 ; Wafo, 2008 ; Konan, 2008 ; Brou, 2005). Egalement dans la présente étude, cette méthodologie a permis d'atteindre l'objectif poursuivi à savoir analyser la pression humaine dans le parc national du Mont Sangbé.

La simulation de l'occupation du sol par CA Markov a permis de prédire l'occupation du sol en 2050 et montre qu'il existe des relations spatiales entre ces facteurs et les changements d'occupation.

Ces résultats ne doivent pas permettre de perdre de vue les contraintes rencontrées dans cette étude dont la principale reste le manque de données (critères) disponibles à jour pour mener l'étude.

La modélisation prospective apparaît comme un outil efficace qu'il faudrait dans l'avenir intégrer dans des études de moyen ou long terme couvrant le passé, le présent et le futur afin de contribuer à une meilleure compréhension de l'historicité des changements d'occupation et d'utilisation des terres et prendre des décisions rigoureuses et raisonnées dans la gestion des espaces naturels.

Bibliographie

Adon S., 2010. Evaluation de la politique de protection forestière domaniale de la Côte d'Ivoire à partir d'outils Géomatiques: cas du Parc national de la Marahoué, Thèse de Doctorat de 3ème cycle en sciences environnementales; Université de Québec, Montréal 135 p.

Anhuf, 1993. Etude de la végétation en Afrique au moment du dernier optimum et du dernier pessimum climatique; Bonn, pp. 18-27.

Antoine D., 2013. Travaux Pratiques de Télédétection Spatiale, Université de Liège, Belgique, 84p.

Bonn, F., & Rochon, G. (1992). Précis de télédétection volume 1: Principes et méthodes. Sainte- Foy: Presse de l'université du Québec/AUPELF, 485 p

Brou Y. T., 2005. Climat, mutations socio - économiques et paysages en Côte d'Ivoire, HDR, Université des Sciences et Technologies de Lille, 226 p.

Bruno M., Anne D., Porquet G., Xavier M., Picard R., Fournel E., 2008. Les retombées économiques et les aménités des espaces naturels protégés; Etude réalisée pour Parcs Nationaux de France; Département évaluation des politiques publics; pp. 15-18.

Corgne S., Magagi R., Yergeau M., Sylla D., 2010. «*An integrated approach to hydro-geological lineament mapping of a semi-arid region of West Africa using Radarsat-1 and GIS*». Remote Sensing of Environment, Vol. 114, pp. 1863 à 1875.

FAO, 2016. Situation des forêts du Monde; Forêts et Agriculture: Défis et Possibilités concernant l'utilisation des terres. Rome, 137p.

Filleron J-C, 1990. Potentialités du milieu naturel, densité de population et occupation du sol dans le Nord-Ouest ivoirien in la dégradation des paysages en Afrique de l'Ouest JF Richard-AUPELF, Coopération Française UICN, OSTROM; ENDA, Dakar, pp 65-86.

Fotsing J.-M., 1998. Evolution des systèmes agraires et dynamiques des paysages de l'ouest-Cameroun: Analyses multi scalaires des rapports Homme-Espace. HDR de Géographie et Environnement, Université de Paris IV-Sorbonne, 2 vol. + un atlas. 75 p.

Geist H. J. et Lambin E. F., 2001. *What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series, No. 4, 136 p.

Girard, M. C., 1999. *Traitement des données de télédétection*. Dunod, Paris, 529 p.

Goh D., 2015. Le Parc national de la Marahoué: De la logique de conservation à la logique de prédation; ISAD; Université de Cocody-Abidjan in European scientific journal édition 2015 vol.11; n°8, ISSN: 18577881, e-ISSN 1857-7431.

- Issouf B., Yao S. et Jan Bogaert, 2010. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo; Mongabay.com Open Access Journal - Tropical Conservation Science Vol. 3 (1):31-44. 2010
- Jussof K., 2003: Quantifying deforestation in a permanent forest reserve using vectorised Landsat TM, in Journal of tropical forest science 15 (4): pp 570-582.
- Konan K. E., 2008. Conservation de la diversité végétale et activités humaines dans les aires protégées du sud forestier ivoirien: l'exemple du Parc d'Azagny national; Thèse de doctorat du troisième cycle en Géographie, Université de Cocody-IGT, 270 p.
- Konan K. E., 2009. Diagnostic-Analyse de l'environnement humain du Parc National de la Marahoué; Revue de Géographie Tropicale et d'environnement n°1; EDUCI; 2009.
- Konan K. E., Kangah A., Sylla D., Koli B. Z., 2016. « *Dynamique urbaine et conservation des espaces protégés à Abidjan: l'exemple de la réserve naturelle de Dahliafleur* ». ÉCHANGES, Vol. 3, Tome 2, n° 007, pp. 849 à 859.
- Konan K. S., 2010. La prospective territoriale au service de la gestion durable des aires protégées; les exemples des Parcs Nationaux de Tai et de la Marahoué en Côte d'Ivoire. Thèse de Géographie, IGT, UFHB Abidjan, 448 p.
- Leclerc R., 2008. Suivi des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origine anthropique et climatique à l'échelle régionale par télédétection moyenne résolution (Application à la Bretagne); Thèse de Doctorat en Géographie, Université de Rennes 2, 326 p.
- Moïse T. D., 2002. Caractérisation et suivi de la déforestation en milieu tropical par télédétection: application aux défrichements agricoles en Guyane française et au Brésil, Thèse de Doctorat en Géographie; Université d'Orléan; 242 p.
- N'da D. H., N'guessan K. E., Egnakou W. M., Sagne Y. C., Kouame K. F.; Affian K. E., 2009. Apport de la Télédétection au suivi de la déforestation dans le parc National de la Marahoué (Cote d'Ivoire). HAL, archives-ouvertes.fr, <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00386032>, 19p.
- N'goran R. K., 2010. Application de l'évaluation environnementale stratégique dans un contexte conflictuel en Côte-d'Ivoire, Mémoire de Master en Science environnementale; Université de Sherbrooke. 83 P.
- OIPR, 2011. Grands dossiers, MINEDD MAG / N° 001- Juin 2011-Décembre 2011, 5p.
- RCI, 2014. Cinquième Rapport National sur la biodiversité, Mars 2014; 106p.
- Robin, M., 1995. *La télédétection*. Nathan, Paris, France. 318 p.
- Saaty, T. L., 1990. *How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process*. European Journal of Operational Research, 48: pp.9-26.

SCDB, 2014. Approche par écosystème (Ligne directrice de la CDB), Montréal: Secrétariat de la conservation sur la diversité Biologique; 51 p.

Sylla D., Hauhouot C., 2016. « *Dynamique de l'occupation du sol dans la zone dense de Korhogo à partir d'une approche « pixel par pixel » appliquée à des images Landsat TM/ETM⁺* ». Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement, n° 2, pp. 31 à 39.

Sylla D., 2016. « *Variation spatio-temporelle des états de surface à partir de données radar au sud-ouest du Niger* ». Revue de Géographie de l'Université de Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO, n° 005, Vol. 01, pp. 120 à 138.

Wafo T. G., 2008. Les aires protégées de l'extrême- Nord Cameroun entre politique de conservation et pratiques locales; Thèse de doctorat de troisième cycle; Université d'Orléans; 326p.

Évaluation et spatialisation du carbone stocké dans le massif forestier de Ngog-Mapubi (Cameroun)

NGOUFO Roger ^(1,*), ZAPFACK Louis ⁽²⁾, TIOMO DONGFACK Emmanuel ⁽¹⁾, TSAFACK NGOUFO Louis Serge ⁽¹⁾, MATSAGUIM GUIMDO Cédric Aurélien ⁽¹⁾, CHIMI DJOMO Cédric ⁽³⁾, LEKEUFACK Armel ⁽²⁾, NECKDEM MANFO Flore ⁽⁴⁾, KANA Etienne Collins ⁽⁵⁾, BOUBA NEZENE Blaise ⁽⁶⁾, NJAL NJOCK Simon ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Département de Géographie, Université de Yaoundé 1

⁽²⁾ Département de Biologie et Physiologie végétale, Université de Yaoundé 1

⁽³⁾ Institut de Recherche Agricole pour le Développement (IRAD) ; Département de Biologie et Physiologie végétale, Université de Yaoundé 1

⁽⁴⁾ Cameroon Environmental Watch, Yaoundé, Cameroun.

⁽⁵⁾ Institut National de Cartographie, Cameroun

⁽⁶⁾ Ministère de l'Emploi et de la Formation Professionnelle.

^(*) Auteur correspondant : NGOUFO Roger, ngoufocew08@yahoo.fr

Résumé

L'étude explore le potentiel du massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang en contexte de la préparation du Cameroun à la REDD+. Elle a pour objectif global d'étudier les variations spatiales du carbone stocké dans la végétation de ce massif forestier et d'esquisser quelques perspectives au regard des changements d'utilisation des terres. Elle se fonde sur l'hypothèse que l'interprétation des images Landsat disponibles et exploitables complétée par une collecte de données de biomasse sur le terrain permettront d'évaluer et de spatialiser les stocks de carbone. La méthodologie s'est appuyée ainsi d'abord sur la télédétection, à travers le traitement et l'interprétation des images Landsat de 2007 et de 2018. Après la stratification, la biomasse a été collectée dans des parcelles de 50 x 50 m délimitées dans différents types d'utilisation des terres du massif. Les échantillons récoltés, séchés à poids constant au laboratoire, ont permis de calculer les stocks de carbone des différents types d'utilisation des terres. Les résultats indiquent que les stocks de carbone totaux varient d'une strate à l'autre soit respectivement de 177,42 à 12,84 tC/ha pour les forêts matures et les cultures. Ces stocks varient aussi suivant les pools de carbone considérés quelle que soit la strate considérée. Les stocks de carbone totaux du massif et de sa zone périphérique sont estimés à 24 086 528,6 tC et à 2 136 016,55 tC pour le massif forestier lui-même. Les forêts matures sont celles qui stockent le plus avec 17 989 374 tC (massif et zone périphérique) et 1 798 795,47 tC pour le massif forestier; Les grandes infrastructures projetées que sont le barrage du Grand Eweng et l'autoroute Yaoundé-Douala conduiront à la perte de plus de 20 000 ha de forêt dont moins de 1500 ha dans la forêt communale proprement dite à l'horizon 2025.

Mots clés : Carbone, dynamique, massif forestier, REDD+, spatialisation

Abstract

The study explores the potential of the Ngog-Mapubi / Dibang forest in the context of Cameroon's readiness for REDD+. Its overall objective is to study the spatial variations of the carbon stored in the vegetation of this forest and to sketch some perspectives with regard to changes in land use. It is based on the assumption that the interpretation of available and exploitable Landsat images complemented by field biomass data collection will allow for the assessment and spatialization of carbon stocks. The methodology first relied on remote sensing through the process and interpretation of Landsat images from 2007 and 2018. After stratification, the biomass was collected in the 50 x 50 m plots delimited in the different types of land use of the massif. Carbon stocks were evaluated on experimental plots; Samples harvested, dried at constant weight in the laboratory, were used to calculate the carbon stocks of the different types of land use. The results indicate that the total carbon stocks vary from one stratum to another, respectively from 177.42 to 12.84 tC / ha for mature forests and crops. These stocks also vary according to the carbon pools considered, whatever the stratum considered. The total carbon stocks of the massif and its peripheral zone are estimated at 24,086,528.6 tC and 2,136,016.55 tC for the forest massif itself. The mature forests are the ones that store the most with 17 989 374 tC (massif and peripheral zone) and 1 798 795.47 tC for the forest massif. The large projected infrastructure, the Grand Eweng dam and the Yaoundé-Douala motorway, will lead to the loss of more than 20,000 ha of forest, of which less than 1,500 ha will be in the council forest proper by 2025.

Key words: Carbon, dynamics, forest massif, REDD +, spatialization

1. INTRODUCTION

Les forêts tropicales contiennent 40 à 50 % du carbone terrestre et jouent un rôle majeur dans le cycle global du carbone (Pan *et al.*, 2011). La perte du couvert forestier résultant de la déforestation et de la dégradation de ces forêts contribue à environ 10-15 % des émissions mondiales annuelles de gaz à effet de serre (Van der Werf *et al.*, 2009). Dans le cadre de la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques signée en 1992, les parties ont adopté l'initiative internationale Réduction des Émissions dues à la Déforestation et la Dégradation des forêts (REDD+). Le mécanisme REDD+ vise à encourager les pays en développement à préserver les massifs forestiers moyennant des compensations financières issues des crédits de carbone (Angelsen *et al.*, 2013). Toutefois, sa mise en œuvre dépend d'un système de Mesure, Notification et Vérification (MNV en français ou MRV en anglais) concernant, entre autres, l'estimation de la biomasse et des stocks de carbone contenus dans les forêts (Gibbs *et al.*, 2007 ; Saatchi *et al.*, 2011 ; Baccini *et al.*, 2012 ; Clark *et al.*, 2012).

Dans les écosystèmes forestiers, le carbone est stocké dans la biomasse vivante (biomasse aérienne et biomasse souterraine), le bois mort, la matière organique du sol et la litière (GIEC, 2003). De plus, renfermant plus de 3/4 du carbone de la forêt, la biomasse vivante est estimée via trois échelles spatiales successives (Chave *et al.*, 2004 ; Clark *et al.*, 2012 ; Molto *et al.*, 2013 :

Au niveau de l'arbre, les données de diamètre et, éventuellement de hauteur, issues d'inventaires forestiers sont converties en biomasse par le biais d'une équation allométrique. Toutefois, la validité des équations pantropicales de Chave *et al.* (2005) en Afrique tropicale a été fortement discutée. La limite majeure était liée à l'absence de données provenant d'Afrique tropicale dans la calibration des équations. Chave *et al.* (2014) ont ainsi récemment effectué une révision des équations allométriques pantropicales.

Au niveau du peuplement, les biomasses individuelles sont sommées par unité de surface inventoriée (parcelle forestière) et une biomasse moyenne est calculée par type de peuplement.

Grâce aux estimations de biomasse des parcelles forestières, il est ensuite possible de spatialiser les estimations de biomasse à l'aide de données de télédétection (Goetz *et al.*, 2009 ; Bastin *et al.*, 2014). Cette spatialisation peut être opérée selon différentes approches et à différentes échelles pour produire *in fine* des cartes de biomasse. Il existe une forte variation spatiale de la biomasse au sein des forêts tropicales et notamment entre les trois bassins forestiers tropicaux avec des valeurs plus élevées en Afrique tropicale et en Asie, respectivement 418 ± 91 et 393 ± 109 Mg·ha⁻¹, que dans les forêts d'Amérique du Sud, 287 ± 105 Mg·ha⁻¹ (Slik *et al.*, 2013).

Cependant, des sources d'erreur sont notées à chacune de ces étapes (Chave *et al.*, 2004 ; Gibbs *et al.*, 2007). À titre d'exemple, le manque à la fois de données d'inventaire forestier à large échelle spatiale et de modèles allométriques appropriés pour convertir ces données d'inventaire en biomasse est souvent cité comme un handicap majeur dans la précision des estimations de biomasse et de stocks de carbone (Loubota *et al.* 2016).

Compte tenu de l'étendue des forêts tropicales ainsi que de la difficulté d'accès, les méthodes de télédétection sont depuis longtemps considérées comme des outils essentiels pour produire des cartes de biomasse à plus ou moins grande échelle (Gibbs *et al.*, 2007 ; Clark *et al.*, 2012). D'après Loubota *et al.* (2016), les principaux outils de télédétection utilisés pour la cartographie de la biomasse en Afrique tropicale actuellement sont : les capteurs optiques dont le Landsat qui est le plus utilisé, le RADAR (*Radio Detection And Ranging*) et le LiDAR (*Light Detection and Ranging*). Une haute résolution spatiale des capteurs optiques augmente la précision des estimations de la biomasse. Le problème majeur est la forte présence de nuages sous les tropiques qui limite le nombre déjà faible d'images de haute résolution disponibles (Gibbs *et al.*, 2007 ; Goetz *et al.*, 2009).

Le Cameroun comme un certain nombre de pays d'Afrique Centrale et de l'Ouest est engagé dans le processus REDD+ qui vise la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) issues de la déforestation et de la dégradation des forêts. Pour alimenter sa stratégie, il s'est également ouvert à la phase d'investissement et de réalisation des projets pilotes afin que ceux-ci dégagent progressivement des leçons à prendre en compte. Suite à la réalisation des différents projets de développement envisagés au niveau de chaque administration sectorielle, un aperçu global du potentiel de stockage de carbone s'avère nécessaire dans différentes zones pour mener les arbitrages au niveau national.

Le massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang, appartenant au domaine guinéen d'après les grandes divisions chorologiques d'Afrique telles que décrites par Lebrun (1960), constitue l'une de ces zones qui bénéficie d'un stockage de carbone relativement élevé grâce notamment à un couvert forestier faiblement perturbé par les activités humaines et du fait de l'orographie. Mais son stock de carbone sera nécessairement réduit suite à la réalisation du projet autoroutier reliant les deux capitales politique et économique du Cameroun que sont Yaoundé et Douala et des projets de barrage à réaliser sur le fleuve Sanaga. Sur un plan socioéconomique, cette zone est marquée par une importante dynamique de changement d'utilisation des sols due aux activités agricoles en plus de celles liées à l'exploitation forestière légale ou illégale et à l'utilisation du bois énergie. Par ailleurs, ce massif fait déjà l'objet d'un projet de création d'une forêt intercommunale à vocation d'écotourisme et de services environnementaux (Tsafack Ngoufo, 2015).

C'est donc son potentiel de stockage actuel qui risque de s'en trouver significativement réduit. D'où l'idée d'évaluer et de réaliser une cartographie actuelle du carbone stocké (service écosystémique) par la végétation qui compose ce site. Il s'agit d'estimer et de cartographier les niveaux de carbone stocké par les différents types de couverts végétaux pour dégager les liens ou les implications par rapport aux projets à caractère socioéconomique sus-évoqués.

2. DONNEES ET METHODE

2.1. Zone d'étude

Le massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang (figure 1) situé à cheval entre les arrondissements de Dibang et de Ngog-Mapubi dans le Département du Nyong et Kelle (coordonnées géographiques : 10°47' et 10°49' E et 3°54 et 3°58' N) est un écosystème su montagnard de forêt guinéenne dense humide, de basse attitude, fréquemment noyée dans le brouillard en saison de pluie, par temps perturbé. Selon la classification de Letouzey (1985), la végétation naturelle de la zone appartient au domaine de la forêt mixte atlantique et semi-décidue floristiquement caractérisée par la prédominance des éléments de l'ancienne famille des Sterculiacées, des Ulmacées et de nombreux *Fabaceae* grégaires. Le site regorge des curiosités et des espèces rares et protégées : des chutes dissimulées sous forêt dévalant des escarpements, des rochers (« rochers de lumière et rochers des morts »), et des grottes de grands reptiles, des espèces phares de primates -Gorille, chimpanzé. Par ailleurs, il constitue un petit haut bassin versant car plusieurs cours d'eau y prennent leurs sources. Les perturbations anthropiques restent cependant limitées. L'altitude (>700 m) constitue encore pour l'heure un obstacle naturel pour l'extension des activités agricoles et le développement de l'exploitation forestière industrielle. (Figure 1). Le massif fait l'objet d'un projet de valorisation en forêt intercommunale sur une superficie de 14107 ha subdivisée en 3 blocs (le bloc de Ngodi-934ha, le bloc principal-10326ha et le bloc de Libellingoï-3058ha) au sein d'un grand périmètre de recherche élargi de 187 454 ha ici appelé massif et zone périphérique.

2.2. Données et matériels

2.2.1. Données satellitaires

Les images satellitaires utilisées proviennent du capteur Landsat 7 de la mission ETM+. Ce sont les scènes du 27/12/2007 et du 03/01/2018 respectivement téléchargées dans les sites de *Global Land Cover Facility* (GLCF- <http://www.landcover.org/>) et de *Glovis* (<https://glovis.usgs.gov>). Pour l'obtention de résultats fiables, elles ont été téléchargées à la même période (saison sèche).

Tableau 1 Caractéristiques des bandes de chaque année

Nom de la scène	Mission	Path/Row	Date de l'image	Résolution spatiale	Nombres de bandes	Source d'acquisition
L71ASN1107005130500	Landsat 7 ETM+	186/57	27/12/2007	30m	8	Global Land Cover Facility (GLCF)
LE07_L1TP_186057_20180103_20180129_01_T1	Landsat 7 ETM+	186/57	03/01/2018	30m	8	Glovis

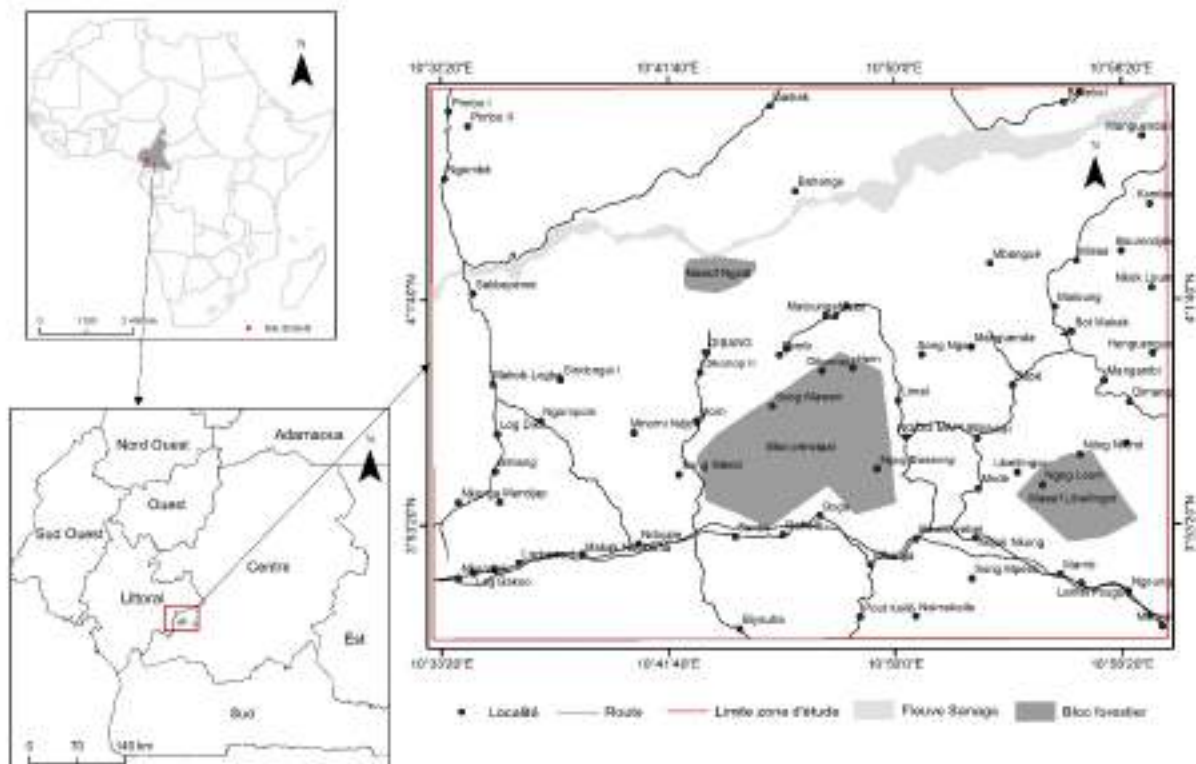


Figure 1. Localisation des blocs constitutifs de la forêt communale

Les données de base proviennent d'abord de l'analyse et du traitement des images Landsat de la zone, ensuite des relevés et des observations effectués sur le terrain.

2.2.2. Données et matériels de terrain

Des points de contrôles ont été pris sur le terrain afin de valider la classification faite au bureau via la télédétection. Concernant la collecte des données d'inventaire carbone, des rubans à diamètre ont permis de mesurer les diamètres à hauteur de poitrine (DHP) des arbres. Un récepteur GPS a servi pour la localisation et le levé des points des parcelles. Un appareil photo a été utilisé pour capturer le paysage et certains détails de terrain. Des machettes ont facilité la délimitation des parcelles d'échantillonnage. Un plantoir était nécessaire pour collecter les échantillons de racines du sous-bois ; des quadrats de 1m x 1m pour la collecte des données de sous-bois, de 0,5m x 0,5 m pour collecter la litière et 0,2m x 0,2m pour collecter les radicelles ; des sacs en plastique étaient nécessaires pour collecter la litière, les herbacées du sous-bois et le sol. Une boussole a servi à orienter les layons. Des tamis étaient indispensables pour différencier les racines du sol et une balance sensible pour les pesées. Des planches d'herbier permettaient de conserver les échantillons des végétaux non identifiés sur le terrain, plus tard reconnus à l'Herbier National.

3. METHODE

3.1. Collecte des données satellitaires

Les deux images (des années 2007 et 2018) exploitées proviennent du capteur Landsat. Le site d'étude se trouve non seulement dans le Sud forestier du Cameroun mais, également, est influencé par le climat camerounais maritime. Ces deux paramètres rendent généralement difficile l'obtention d'images satellitaires de qualité en raison de l'importante couverture nuageuse qui masque la zone pratiquement toute l'année. Le choix des images Landsat est dû à la forte présence des nuages sur les autres images de haute résolution des capteurs SPOT et Sentinel fournies par IGN FI lesquels entravaient leur traitement. L'interprétation s'est faite sur la grande zone d'étude qui couvre près de 187 454 ha et contient les 14 107 ha du massif qui constitue la cible essentielle. Les points de contrôle de terrain ont permis de valider la classification. Une descente de terrain a été faite conjointement avec celle du carbone afin de collecter les points de contrôle pour valider la classification de l'image satellite de 2018 sur des sites échantillons.

3.2. Choix des sites-échantillons

Les sites-échantillons ou alors les parcelles de carbone ont été préalablement définies avant la descente de terrain sur la base des strates végétales identifiées lors de la cartographie des formations végétales faites dans la zone d'étude. Il s'agit des parcelles présentées sur la Figure 2. La fonction « GO TO » du GPS a permis de les rejoindre et de les reconnaître une fois sur le terrain et c'est à l'intérieur de ces parcelles que les données ont été collectées au cours de l'année 2018.

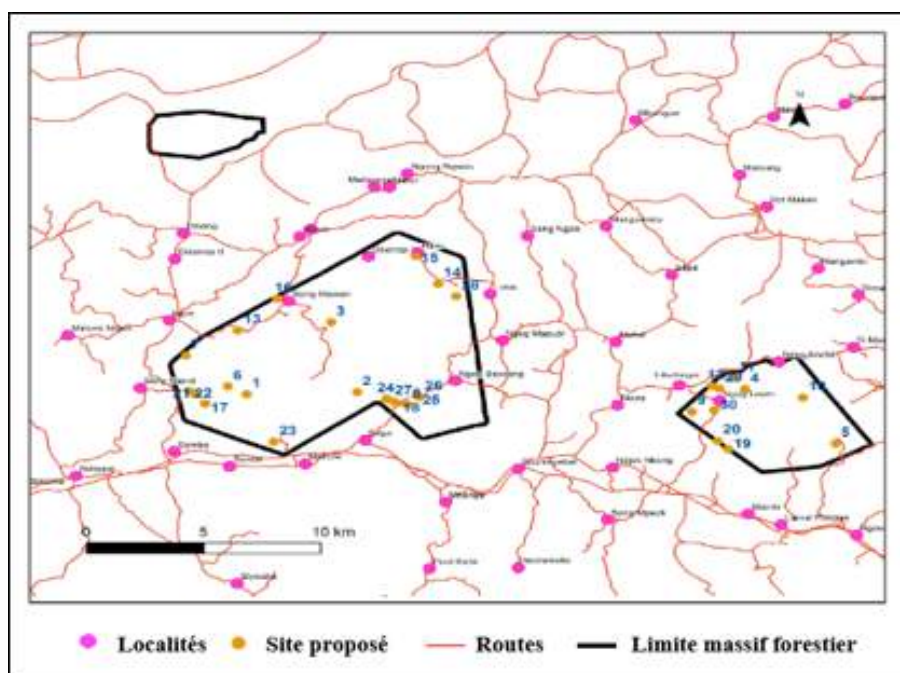


Figure 2 : Sites proposés pour évaluation Carbone (30 sites)

La superficie totale sur laquelle a porté l'échantillonnage est de 13 638 ha (Figure 2). Dans l'ensemble, vingt-quatre (24) parcelles ont été échantillonnées : dix (10) parcelles de forêts matures ; quatre (04) parcelles de forêts jeunes ; trois (03) parcelles de forêts dégradées ; trois (03) parcelles de jeunes jachères ; deux (02) parcelles de vieilles jachères ; deux (02) parcelles de cultures. L'échantillon de 6 ha couverts correspond à un taux de sondage de 0,043 %. Si on y ajoute les cinq parcelles de contrôle simples (sans collecte de données carbone), on atteint 0,05%. Les forêts hydrophiles dont la zone de prédilection se trouve plus au nord dans la vallée de la Sanaga ne sont que très faiblement représentées, seules six (06) strates ont fait l'objet de travaux d'inventaire: forêts matures (FM), forêts dégradées (FD), forêts jeunes (FJ), vieilles jachères (VJ), jeunes jachères (JJ) et cultures (C).

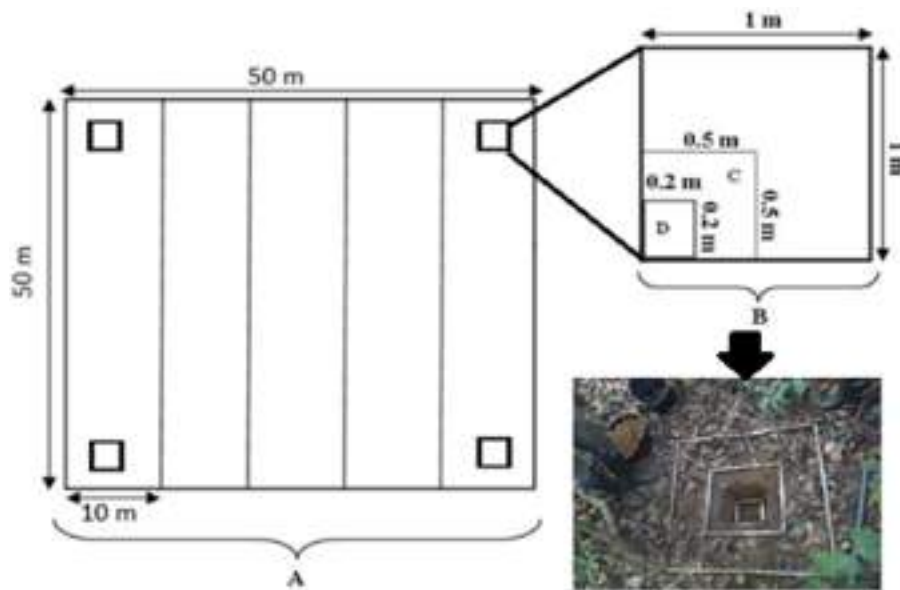
3.3. Collecte des données carbone

Pour évaluer la quantité de carbone stocké dans un écosystème, on fait une évaluation de la biomasse présente dans les parcelles d'échantillonnage puisque les plantes accumulent le dioxyde de carbone (CO₂) atmosphérique dans leurs constituants cellulaires (Tufekcioglu *et al.*, 2003 ; Sharrow et Ismail, 2004). La méthodologie d'estimation du carbone s'est basée sur les recommandations faites par le GIEC en 2003 dans le « Good Practice Guidance for Land Use, Land-use Change and Forestry » (LULUCF). Elle consiste à évaluer la biomasse présente dans plusieurs composantes (aérienne et souterraine). Il est possible d'estimer la biomasse à l'aide de deux approches : les méthodes directes ou dites destructives, et les méthodes indirectes (Segura et Kanninen, 2001). Les premières méthodes impliquent généralement la récolte sur le terrain d'échantillons et parfois même de végétaux complets. Les secondes méthodes consistent, entre autres, à appliquer des modèles de régression, des tables de volume ou des formules géométriques sur des mesures faites sur le terrain. Dans la présente étude, les données de carbone ont été collectées par la méthode non-destructive pour les arbres sur pied (dbh \geq 10 cm) et par la méthode destructive pour les trois autres pools.

Les échantillons collectés dans des parcelles carrées sont donc constitués de :

- données d'inventaire pour l'évaluation de la biomasse des arbres de dbh \geq 10 cm collectées dans 24 parcelles de 50 m x 50 m ;
- quatre-vingt-seize (96) échantillons des herbacées collectés dans 96 sous-parcelles de 1 m x 1 m, soit 4 par parcelle (aux 4 arrêts de chaque parcelle) ;
- quatre-vingt-seize (96) échantillons de litière collectés dans les 96 sous-parcelles de 0,5 m x 0,5 m ;
- quarante-huit (48) échantillons de radicelles collectés dans 48 sous-parcelles de 0,2 m x 0,2 m x 0,3 m ; soit 2 par parcelle (aux 2 arrêts de chaque parcelle) ;

La Figure 3 montre le dispositif d'échantillonnage des données d'inventaire et de biomasse utilisé sur le terrain ; La Planche 1 illustre le travail effectué sur le terrain soit de l'inventaire dans les parcelles à l'identification de l'espèce d'arbre.



A : parcelle de 50m x 50m de collecte des données d'inventaires des arbres de $dbh \geq 10$; B : sous-parcelle de 1 m x 1 m pour la collecte des données des herbacées ; C : sous-parcelle de 0,5 m x 0,5 m pour la collecte des données de biomasse de litière ; D : sous-parcelle de 0,2 m x 0,2 m x 0,3m de profondeur pour la collecte des données de radicelle.

Figure 2. Dispositif d'échantillonnage pour la collecte des données d'inventaire et de biomasse forestière



Photo 1 : Mesure du diamètre à 1,30 m du sol.



Photo 2 : Identification de la dénomination scientifique de l'espèce



Photo 3 : Pointeur relevant les informations communiquées

Identification des espèces à l'aide des guides flore (exemple : Vivien et Faure (2011) où la correspondance des noms scientifiques est donnée en langue « Bassa »



Photo 4 : Echantillons d'herbier des espèces non identifiées sur le terrain collectées, pressées puis séchées plus tard à l'étuve

Planche photo 1 : De l'inventaire dans les parcelles à l'identification de l'espèce d'arbre

La Planche photo 2 montre les étapes de collecte des données de biomasse des herbacées, litière et radicelles dans les différentes parcelles.



Planche photo 2 : Collecte des données de biomasse des herbacées, litière et radicelles

3.4. Traitements et analyses des données

3.4.1. Traitements des images satellitaires

Le traitement des images satellitaires s'est fait à l'aide du logiciel Envi 5.1. Il a englobé un ensemble d'opérations allant du prétraitement au post-traitement des images. Les opérations de prétraitement ont consisté à enlever les rayures présentes sur les images et à les rehausser. Concernant le traitement, la composition colorée 5-4-3 a été retenue afin de réaliser la classification selon l'algorithme du maximum de vraisemblance. Une validation de l'image de 2018 a été faite en confrontant les points vérité terrain aux classes identifiées au bureau. Cette confrontation a permis de générer automatiquement la matrice de confusion portant les informations relatives à la précision globale et au coefficient Kappa. Le résultat de la classification validée a été utilisée pour la cartographie du carbone.

3.4.2. Les données d'inventaires carbone

La stratification en classe de diamètre d'amplitude 10 cm des arbres inventoriés pour chaque strate a été faite. La somme de la surface terrière de chaque arbre identifié dans chaque strate a été calculée suivant la formule :

$$SA = \frac{\pi \times D^2}{4}$$

où D est le diamètre (m) de l'arbre, $\pi = 3,14$ (Kabelong *et al.*, 2018) ;

Pour l'évaluation de la biomasse des herbacées, de la litière et des radicelles, les échantillons ont été pesés avec leur contenant (sac poubelle pour la biomasse totale et enveloppe pour les aliquotes), le poids du contenant vide est soustrait du poids obtenu après séchage (y compris le poids de l'enveloppe). Ladite évaluation a été faite en utilisant la formule suivante (Kabelong *et al.*, 2018) :

$$\text{masse sèche totale} = \frac{\text{masse fraîche totale} \times \text{masse sèche aliquote}}{\text{masse fraîche aliquote}}$$

Pour l'évaluation de la biomasse totale des ligneux (épigée et grosses racines), l'équation allométrique de Chave *et al.* (2014) suivante a été utilisée pour la biomasse épigée :

$$Y_e = e^{(-1,803 - 0,976 \times E + 0,976 \ln(\rho) + 2,673 \times \ln(D) - 0,0299 \times (\ln(D))^2)}$$

avec Y = biomasse épigée (kg) ; E= indice environnemental ; ρ = densité du bois de l'espèce considéré ; D= diamètre de l'arbre (cm).

Pour les grosses racines, l'équation de Mokany *et al.* (2006) a été utilisée : $Y_h = 0,235 \times Y_e$ avec Y_h = biomasse hypogée (kg) et Y_e = biomasse aérienne (kg).

La biomasse totale des ligneux = biomasse épigée + biomasse des grosses racines.

L'équation de Cummings *et al.* (2002) a été utilisée pour la biomasse des palmiers :

$$Y(\text{kg}) = 4,5 + 7,7 \times \text{hauteur.}$$

Les stocks de carbone quel que soit le pool sont calculés par la formule :

$$\text{Stock de carbone (kg)} = \text{biomasse (kg)} \times 0,47 \text{ (Zapfack } et al., 2013).$$

Leur conversion en tonne (t) a été faite en utilisant la table de conversion ; les paramètres calculés ont été extrapolés à l'hectare par la formule FE= 10 000 / surface échantillonnée. Les stocks de carbone de chaque pool et pour chaque strate sont ainsi présentés en t C/ha.

La Planche photo 3 synthétise les travaux de laboratoire après collecte de données sur le terrain.



Photo 9 : Pesage, prélèvement des aliquotes et montage d'une base de données



Photo 10 : Ensemble des aliquotes prélevés



Photo 11 : Etuve de séchage des échantillons

Pesées faites à des intervalles de temps réguliers (72h, 48h, 48h, 48h, etc...) jusqu'à l'obtention du poids constant



Planche photo 3 : Travaux de laboratoire au sein du laboratoire de Botanique/Écologie du Département de Biologie et Physiologie Végétales de l'Université de Yaoundé 1

3.5. Spatialisation du carbone

La spatialisation des données des stocks de carbone dans le massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang a été effectuée à partir de la méthode de Ponce-Hernandez (2004 ; 2007). Elle utilise les coordonnées géographiques de chaque parcelle et son stock de carbone comme données d'entrée pour ensuite extrapoler sur l'étendue de la carte d'occupation des sols en suivant le principe selon lequel à une parcelle correspond une classe de pixel et à toutes les classes de pixel identiques correspondent des stocks de carbone évalués à l'échelle de plusieurs parcelles. A la suite de la campagne de collecte de données sur le terrain, les valeurs de tonne de carbone à l'hectare ont été obtenues. Le carbone a été évalué sur les strates suivantes : forêts matures, forêts jeunes, forêts dégradées, vieilles jachères, jeunes jachères et cultures. La superposition de la carte du carbone et de celle des indices de biodiversité issus d'inventaires biologiques réalisées antérieurement permettra d'émettre des suggestions pour le futur plan d'aménagement de la forêt intercommunale.

4. RESULTATS

Ils ont trait à l'interprétation des images satellitaires, aux données de biomasse collectées sur le terrain, à la synthèse spatiale et aux implications pour les projets en cours sur le site.

4.1. Cartographie diachronique de l'occupation du sol dans la zone d'étude

Le traitement de l'image Landsat de 2018 a permis d'identifier 12 classes brutes (y compris les nuages) d'occupations du sol dont 6 d'intérêt ont été retenues pour soutenir la phase d'évaluation des stocks de carbone (Figure 4). La précision globale de la classification a été estimée à 94,4% et le coefficient kappa est de 0,93 (Tableau 2). En 2007, le massif et sa périphérie montre un état de la végétation déjà fortement anthropisé influencé par la présence des jachères, des forêts jeunes et des sols nus. La Figure 4 présente les cartes d'occupation des terres en 2007 et en 2018.

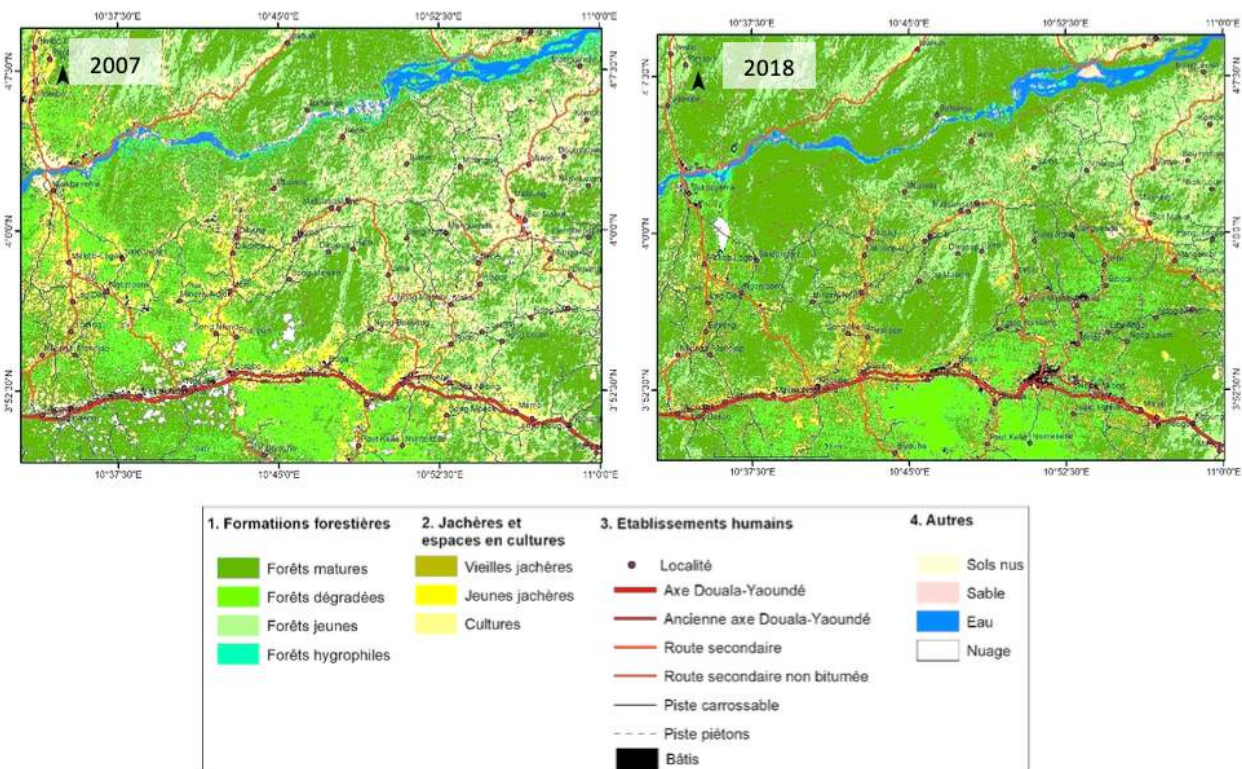


Figure 4. Occupation du sol dans la zone entre 2007 et 2018

Les forêts matures enregistrent une forte dynamique. Le Tableau 3 suivant permet d'apprécier de façon chiffrée l'évolution des superficies entre les deux années.

Les superficies des forêts matures sont passées de 78316,6 ha en 2007 à 101400 ha soit une augmentation de +29,474%. Les taux d'augmentation des surfaces des forêts dégradées et des cultures sont de 24,28 % et 30,65 respectivement. Par ailleurs, on note aussi la forte augmentation des vieilles jachères qui enregistrent un taux d'évolution de +203,81%. Ceci traduit une augmentation nette des superficies des cultures qui au fil du temps sont laissées en jachère.

Tableau 2 : Matrice de confusion de la classification supervisée par le maximum de vraisemblance de 2018.

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	99,62	0	38,46	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	85,23	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	61,54	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0,38	7,95	0	79,37	18,75	0	0	0	0	0
6	0	0	6,82	0	17,46	77,5	10,77	0	0	0	0
7	0	0	0	0	1,59	3,75	89,23	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	90,23	9,09	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	9,38	90,91	0	33,33
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66,67

Précision globale = 94,44%, coefficient kappa = 0,93

Légende tableau 2 :

1 : Forêts matures, 2 : Forêts dégradées, 3 : Forêts jeunes, 4 : Forêts hydrophiles, 5 : Vieilles jachères, 6 : Jeunes jachères, 7 : Cultures, 8 : Sols nus, 9 : Sable, 10 : Eau, 11 : Bâtis.

Tableau 3 : Superficies des classes d'occupation du sol dans la zone entre 2007 et 2018

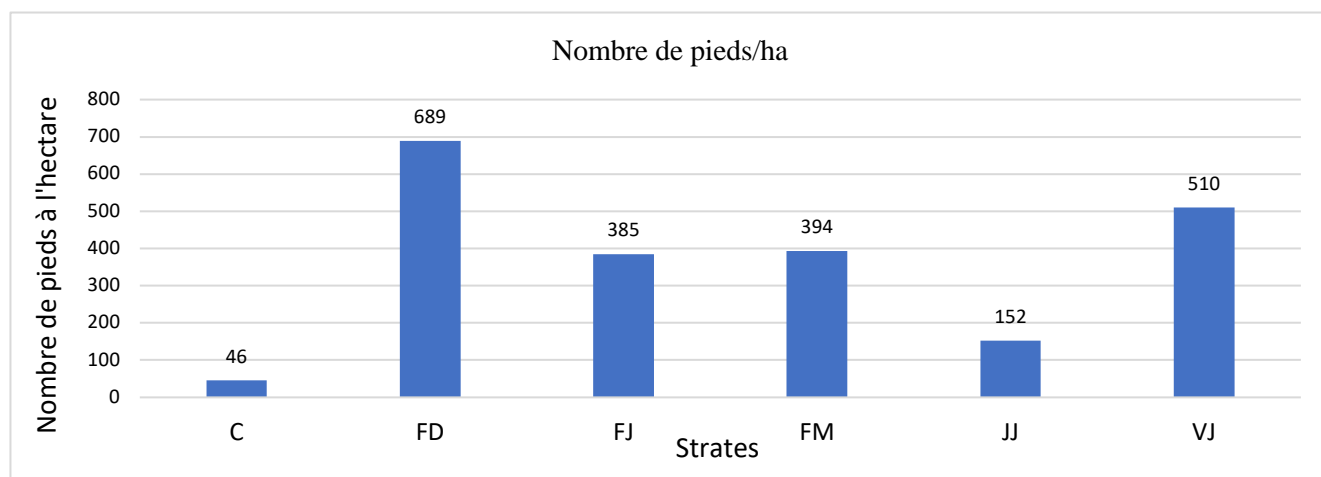
Classes	1	2	3	4	5	6
Forêts matures	78316,6	101400	7704,16	9570,88	29,47	24,23
Forêts dégradées	20159	18051,2	926,024	701,176	-10,45	-24,28
Forêts jeunes	32527,2	35689,9	2625,5	1885,55	9,72	-28,18
Forêts hydrophiles	2365,47	1033,83	0	8,91	-56,29	
Vieilles jachères	3906,54	11868,8	157,137	748,776	203,81	376,51
Jeunes jachères	13900,7	1208,7	739,068	98,464	-91,30	-86,67
Cultures	8843,22	5870,34	291,285	201,986	-33,61	-30,65
Sols nus	17678,2	7274,61	553,262	134,612	-58,84	-75,66
Sable	739,89	273,87	0	0	-62,98	
Eau	2966,49	3183,57	0,18	0	7,31	
Bâtis	1941,12	2382,57	58,9151	0	22,74	
Nuage	5131,89	238,86	326,662	0	-95,34	
Total	188476,32	188476,32	13382,24	13382,24		

Légende tableau 3 :

1 : Superficie massif et périphérie en 2007 (ha), 2 : Superficie massif et périphérie en 2018 (ha), 3 : Superficie massif 2007 (ha), 4 : Superficie massif 2018 (ha), 5 : Taux d'évolution massif et périphérie (2007-2018), 6 : Taux d'évolution massif (2007-2018)

4.2. Données de biomasse collectées sur le terrain

Les résultats obtenus et présentés sur la figure 5 montrent une densité des arbres élevée dans les forêts dégradées et les vieilles jachères soit en moyenne 689 et 510 pieds/ha respectivement ; elle est plus faible dans les cultures soit 46 pieds/ha et les jeunes jachères (152 pieds/ha). La Figure 5 donne une idée de la répartition de la densité moyenne des individus de peuplement en fonction des différentes strates identifiées.



C=cultures, FD =forêts dégradées, FJ= forêts jeunes, FM=forêts matures, JJ= jeunes jachères, VJ=Vieilles jachères

Figure 5. Quantité d'arbres à l'hectare en fonction des strates échantillonnées

On observe une distribution des classes de diamètre en "J" renversé dans les strates telles : forêt mature, forêt jeune et forêt dégradée tandis qu'elle se présente en dents de scie dans les cultures et les vieilles jachères (Figure 6).

Les résultats montrent que la surface terrière est plus élevée dans les forêts matures (48,49 m²/ha) (Figure 7). De façon générale, la surface terrière augmente avec les phases de la succession écologique (Figure 7) : C < JJ < VJ < FJ < FD < FM.

Les stocks de carbone totaux varient d'une strate à l'autre, soit entre 177,42 et 12,84 tC/ha, pour les forêts matures et les cultures respectivement. Ces stocks varient aussi suivant les pools de carbone considérés quelle que soit la strate considérée (Tableau 4).

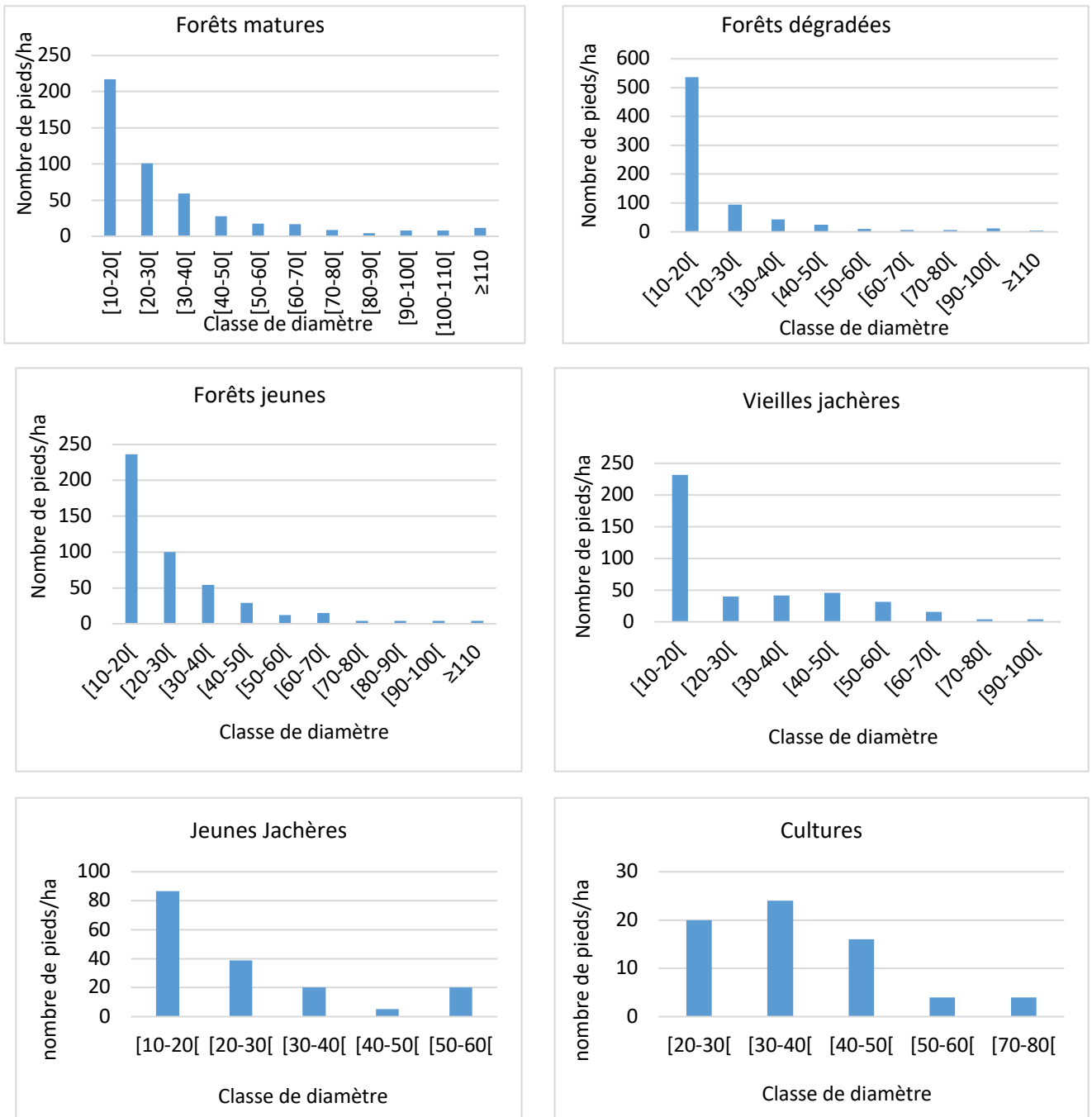
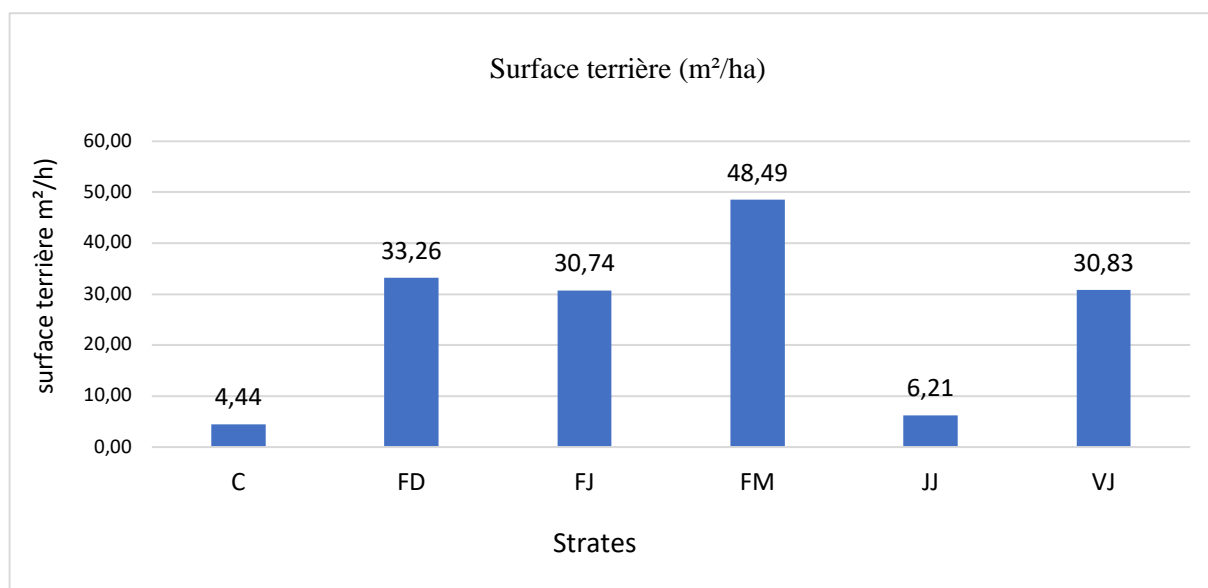


Figure 6. Distribution du nombre de pieds à l'hectare en fonction des classes de diamètre des strates du massif forestier de Ngog –Mapubi/Dibang



FJ=jeunes forêts, FM=forêts matures, JJ=jeunes jachères, VJ=Vieilles jachères

Figure 7. Surface terrière à l'hectare en fonction des strates échantillonnées.

Tableau 4 : Stock de carbone des strates du massif forestier et pools de carbone échantillonnés

Strates	Stock de carbone total ligneux (t C/ha)	Stock carbone herbacées (t C/ha)	Stock carbone litière (t C/ha)	Stock de carbone radicelles (tC/ha)	Total (t C/ha)
C	8,28	0,29	2,38	1,89	12,84
FD	89,86	0,99	4,33	4,87	100,04
FJ	85,38	0,68	4,49	7,20	97,75
FM	164,20	1,15	4,07	7,99	177,42
JJ	14,09	2,35	3,73	2,60	22,78
VJ	49,48	1,07	4,50	4,66	59,72

C : cultures, FD : forêts dégradées, FJ : jeunes forêts, FM : forêts matures, JJ : jeunes jachères, VJ : Vieilles jachères

Les stocks de carbone totaux sont estimés à 24 086 528,6 tC pour le massif et sa zone périphérique et à 2 136 016,55 tC pour le massif forestier. Les forêts matures sont celles qui stockent le plus avec 17 989 374 tC pour le massif et sa zone périphérique et 1 798 795,47 tC pour le massif forestier (Tableau 5).

Tableau 5: Stocks de carbone totaux dans le massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang et ses environs en 2018

Strates	Superficie massif (ha)	Stock de carbone total ligneux (t C)	Stock carbone herbacées (t C)	Stock carbone litière (t C)	Stock de carbone radicelles (tC)	Total massif (t C)	Total massif et périphérie (t C)
C	206,03	1705,92	59,74	490,35	389,39	2645,42	75375,16
FD	701,17	63007,13	694,15	3036,06	3414,69	70152,05	1806022,56
FJ	2214,98	189114,99	1506,18	9945,26	15947,85	216514,29	3488687,73
FM	10139,2	1664856,60	11660,08	41266,54	81012,20	1798795,47	17989374
JJ	100,87	1421,25	237,04	376,24	262,26	2296,80	27522,09
VJ	773,88	38291,58	828,05	2886,57	3606,28	45612,48	699547,07
Totaux	14136,13	1958397,53	14985,26	58001,03	104632,70	2136016,55	24086528,6

C : cultures, FD : forêts dégradées, FJ : jeunes forêts, FM : forêts matures, JJ : jeunes jachères, VJ : Vieilles jachères

4.3. Cartographie des stocks de carbone, synthèse spatiale et implications pour les projets en cours sur le site

La Figure 8 correspond à la cartographie des stocks de carbone dans la zone d'étude. Les valeurs de carbone à l'hectare ont été extrapolées au niveau des strates de végétation. Il ressort de cette figure que les stocks de carbone augmentent suivant la dynamique des successions écologiques.

En référence aux grands projets envisagés, le réservoir du barrage d'Eweng qui inondera une superficie de plus de 20 000 ha dans le bassin versant de la Sanaga engloutira tout le bloc Ngodi (Figure 9) soit près de 1 000 ha qui seront retranchés au massif. Les études d'impact du projet envisagent des zones de conservation en compensation des espaces de la vallée de la Sanaga qui seront ennoyés.

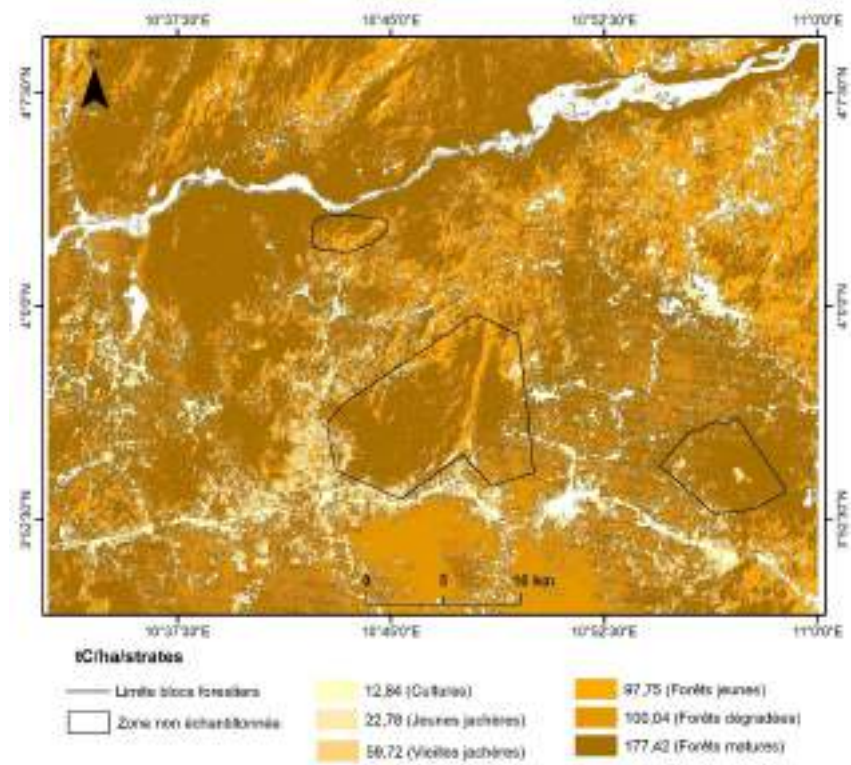


Figure 3. Répartition des stocks de carbone à l'hectare par strates

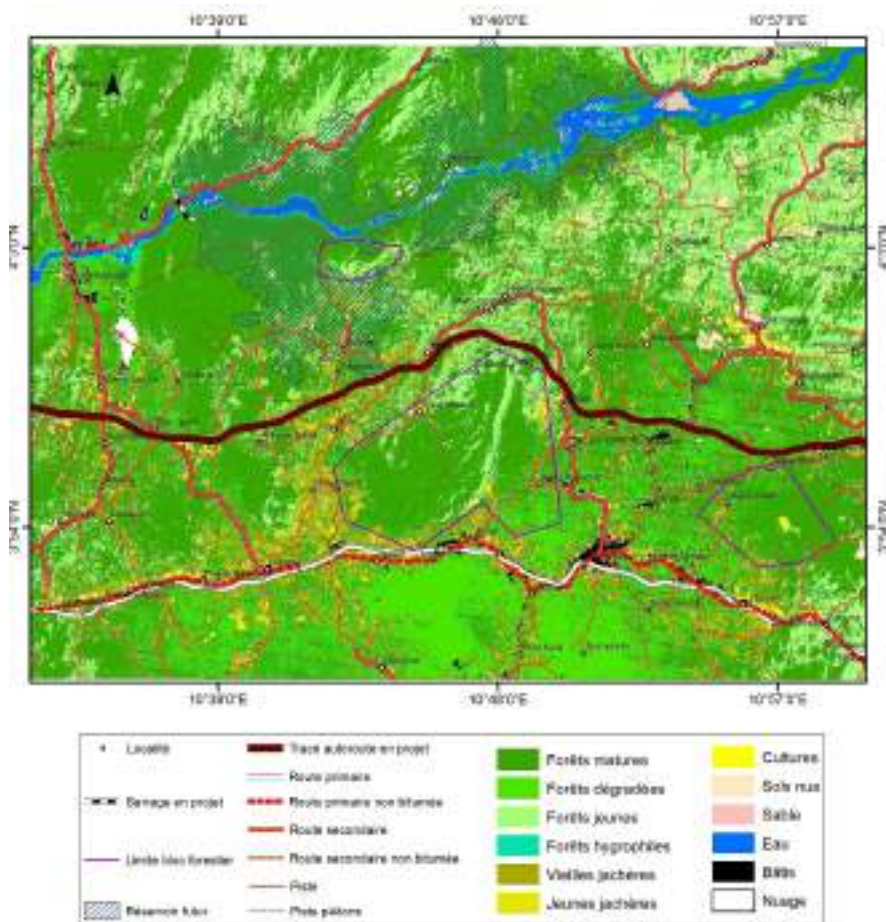


Figure 4. Localisation des infrastructures majeures projetées

Pour l'autoroute, en appliquant une zone tampon de 41 m (largeur maximale de la future autoroute Douala-Yaoundé (Ministère des Travaux Publics -MINTP), l'ouvrage côtoie voire grignote les marges septentrionales du bloc principal du massif. Pour la préparation du futur plan d'aménagement, la superposition des indices de biodiversité dans le plus grand bloc de forêts matures laisse apparaître une importante ligne de crête qui pourrait faire partie des séries de protection (Figure 10). Néanmoins, tous les projets ici évoqués prévoient des compensations environnementales des espaces qui seront dégradés voire détruits dans le cadre des études d'impacts environnementaux qui serviront de cadre d'arbitrage.

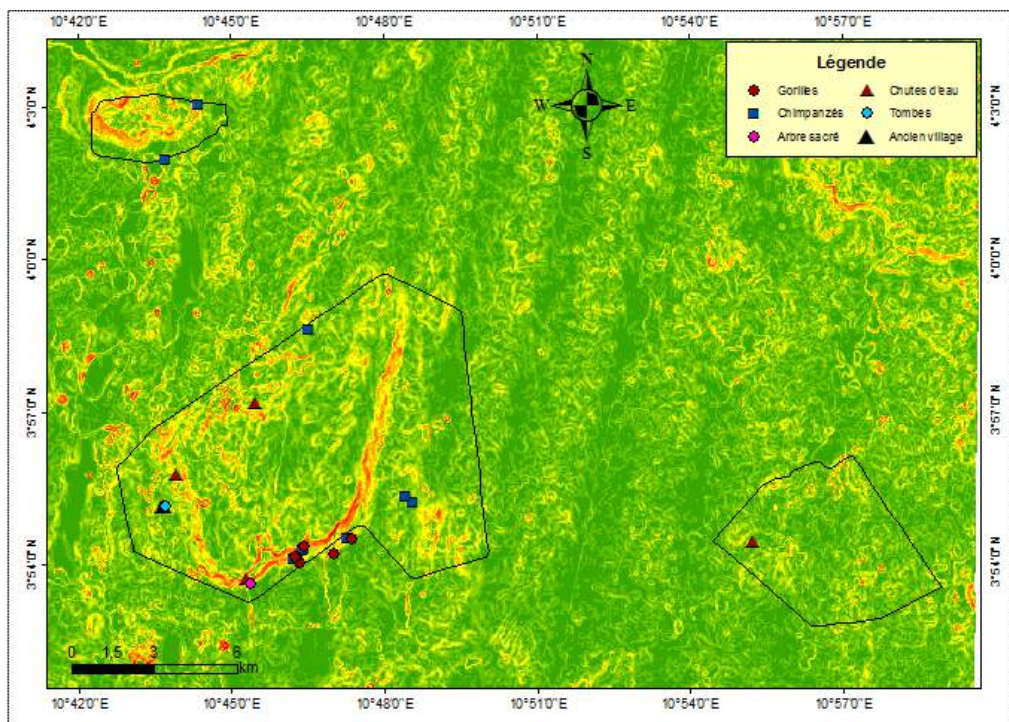


Figure 10 : Topographie et indices de biodiversité pour une série de protection

5. DISCUSSION ET CONCLUSION

Le mécanisme REDD+ prévoit des compensations financières pour les pays qui réduisent la déforestation et la dégradation des forêts et qui évitent les émissions de GES associées. C'est dans ce sens que cette étude explore le potentiel du massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang en contexte de la préparation du Cameroun à ce mécanisme REDD+. Ainsi, les résultats obtenus montrent une évolution de +29% des forêts matures entre 2007 et 2018. Malgré le regain de celles-ci, la pression anthropique reste toujours présente et menaçante et cela se traduit par l'augmentation des vieilles jachères. L'activité agricole serait ainsi la principale cause de la dynamique végétale dans la zone. Cette dynamique se perçoit majoritairement tout autour des voies de communication. Dans les blocs forestiers, on observe pratiquement les tendances d'évolution similaires à toute l'étendue de la zone.

Par ailleurs, le massif stocke des quantités de carbone importantes allant de 12,84 tC/ha pour les cultures à 177,42 tC / ha pour les forêts matures. Ils montrent ainsi une variation des stocks de carbone en fonction des strates observées. Malgré l'abondance des arbres dans les vieilles jachères (510 N/ha) et dans les forêts dégradées (689 N/ha), leur stock de carbone était faible (59,72 et 100,04 tC/ha respectivement pour ces 2 strates) par rapport à celui des forêts matures (394 N/ha ; 177,42 tC/ha). Ces différences pourraient s'expliquer par le fait que ces strates (vieilles jachères et forêts dégradées) sont majoritairement caractérisées par des arbres de faible diamètre qui théoriquement stockent moins de carbone comparé à ceux à grand diamètre des forêts matures. Ici, les arbres de petit diamètre compris entre 10,0-19,9 représentent 55% contre 78% pour les forêts dégradées. Cependant, se limitant uniquement au stock de carbone des forêts matures, ce résultat est proche des valeurs trouvées respectivement par Zapfack (2005) en « forêt primaire » (186,92 tC/ha) à Mbalmayo et, par Moffo (2011) en « forêt primaire » (188,83 tC/ha) dans le parc national de Lobeke.

Les stocks de carbone de la jeune jachère (22,78 tC/ha) et de la vieille jachère (59,72 tC/ha) dans cette étude sont faibles comparés à ceux trouvés par Woomer *et al.*, en 1996 (87 tC/ha et 157 t/ha respectivement), Kotto-Same *et al.*, en 1997 (entre 44,10 et 140,40 tC/ha respectivement), par Njomgang *et al.*, en 2011 (101 et 180 t/ha respectivement) et par Silatsa *et al.*, en 2015 (60,48 et 170,46 tC/ha).

Le stock de carbone moyen dans la forêt dégradée obtenu dans cette étude est de 100,04 t/ha. Ce résultat s'éloigne de celui obtenu par Woomer *et al.*, en 1996 (227 tC/ha) et Silatsa *et al.*, en 2015 (211,60 tC/ha), mais se rapproche de l'intervalle établi par Kotto-Same *et al.*, en 1997 soit entre 178,4 et 325,5 t/ha. Ces différences se justifieraient par la différence de profondeur de sol explorée par chacune des études ;

Le stock de carbone obtenu dans les cultures (12,84 tC/ha) est également éloigné de l'intervalle (35,90 et 94,20 tC/ha) établi par Kotto-Same *et al.*, en 1997. Ceci se justifierait par la quasi absence des arbres dans la majorité des champs.

Sur la carte de distribution du carbone dans la zone d'étude, les zones de bâtis (villages) ou à forte pression humaine sont identifiables par leur faible stock de carbone. Par contre, une augmentation progressive de ces stocks des villages vers le massif et dans les zones à fortes pentes illustre la diminution des pressions anthropiques sur le couvert forestier. Le même constat est fait par ASB (2012) sur la distribution du carbone organique du sol dans le paysage de la commune d'Ayos (Cameroun). Ceci se justifie par le fait que les champs de cultures, les palmeraies et les jeunes jachères possédant les stocks de carbone du sol les plus faibles, sont rapprochées des villages au contraire des forêts perturbées, des forêts secondaires et des vieilles jachères (Silatsa *et al.*, 2015).

En perspective, l'idéal sera d'obtenir des images Spot et d'autres capteurs si possible dans une longue série pouvant permettre d'envisager une analyse prospective de la dynamique spatiotemporelle du carbone stocké dans le massif forestier de Ngog-Mapubi/Dibang, à l'horizon 2025 et 2035. De fait, la forte couverture nuageuse des images collectées (Landsat, Sentinel et Spot) sur la zone n'a pas permis

d'analyser la dynamique végétale dans une profondeur temporelle assez longue. Les techniques d'extrapolation dans l'évaluation des stocks de carbone traduisent en même temps les difficultés d'avoir des valeurs précises à des points géoréférencés pour procéder à des interpolations ayant un sens, à moins de disposer d'autres données sur les paramètres écologiques qui commandent le carbone. Un des défis est donc, à l'avenir de constituer une base de données sur ces paramètres écologiques.

Liste des références

- Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W.D. & Verchot, L.V., 2013. Analyse de la REDD+: les enjeux et les choix. Bogor, Indonésie: CIFOR.
- ASB, 2012. Reduced emission from all land uses: REALU 2 technical report phase II, year 2. IITA-Cameroon. 82p
- Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P. S. A., Dubayah, R., Friedl, M. A., Samanta, S., Houghton, R. A., , 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nat. Clim. Change*, 2(3), p182-185.
- Bastin, J.-F., Barbier, N., Couteron, P., Adams, B., Shapiro, A., Bogabert, J., De Cannière, C., 2014. Aboveground biomass mapping of African forest mosaics using canopy texture analysis: towards a regional approach. *Ecol. Appl.*, **24**(8), 1984-2001.
- Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S., Perez, R., ., 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B*, 359(1443), p409-420.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Dudque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martinez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller –Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., Péliissier, R., Ploton, P., Ryan, C. M., Saldarriaga, J. G. et Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: p3177–3190.
- Clark, D.B., Kellner, J.R., 2012. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *J. Veg. Sci.*, 23, p1191-1196.
- Cummings, D., Boone, K. J., Perry, D., & Hughes, R., 2002. Aboveground Biomass and Structure of Rainforests in the Southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 163, p293-307.

- Gibbs, H.K., Brown, S., Niles, J. O., Fole, J.A., y., 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.*, 2(4), 045023.
- GIEC, 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. GIEC.
- Goetz, S.J., Baccini, A., Laporte, N.T., Johns, T., Walker, W., Kellndorfer, J., Houghton, R.A., Sun, M., 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance Manage.* 4, 2.
- Kabelong, B.L.P.R., Zapfack, L., Weladji, B.R., Chimi, D.C., Nyako, M.C., Bocko, E.Y., Essono, M.D., Nasang, M.J., Madountsap, T.N., Abessolo, M.I.C., Sakouma, M.K.R., Souahibou, M.F., Palla, S.J.F., Peguy, T. K., Jiagho, R., Kenmou, L.T., Kana, J.C.U.A., Armel Anyam Yi A.A., Tabue, M.R.B., 2018. Floristic diversity and carbon stocks in the periphery of Deng Deng National Park, Eastern Cameroon. *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0839-7>.
- Kotto-Same, J., Woomer, P.L., Moukam, A., Zapfack, L., 1997. Carbon dynamics in slash and burn agriculture and land use alternatives in the humid forest zone of Cameroon. *Agriculture, Ecosystems and environment* 65: p245-246.
- Lebrun, J., 1960. Sur une méthode de délimitation des horizons et étages de végétation des montagnes du Congo oriental. *Bull. Jard. Bot. Etat Bruxelles*, 1: 75- 94.
- Loubota Panzou, G.J., Doucet, J.L., Loumeto, J.J., Biwole, A., Bauwens, S., Fayolle, A., 2016. «Biomasse et stocks de carbone des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique)», BASE [En ligne], Volume 20 (2016), numéro 4, 508-522 URL : <http://popups.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=13232>
- Moffo, F., 2011. Evaluation des stocks de carbone dans la zone périphérique du parc national de Lobeke (Est-Cameroun) et perspectives de gestion durable, Mémoire d'Ingénieur des Eaux, Forêts et Chasses, FASA/Uds. 84p
- Mokany, K., Raison, R.J. & Prokushkin, A., 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*. 12: p84-96.
- Molto, Q., Rossi, V., Blanc, L., 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods Ecol. Evol.*, 4(2), p175-183.
- Njomgang, R., Yemefack, M., Nounamo, L., Moukam, A., Kotto-Same, J., 2011. Dynamics of shifting agricultural systems and organic carbon sequestration in southern Cameroon. *Tropicultura*, 2011, 29, 3, p176-182.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S.,

- Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333, p988-993.
- Ponce-H, 2004. Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes. FAO, United Nations, Rome, 2004, 148p.
- Ponce-H., 2007. A Modelling Framework for addressing the Synergies between Global Conventions through Land Use Changes: Carbon Sequestration, Biodiversity Conservation, Prevention of Land Degradation and Food Security in Agricultural and Forested Lands in Developing Countries. FEEM Working Paper No. 30.2007. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=976600> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.976600>
- Sharrow, S.H. and Ismail, S., 2004. Carbon and Nitrogen Storage in Agroforests, Tree Plantations, and Pastures in Western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60, p123-130. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41>
- Segura, M., Kanninen, M., 2001. Allometric models for estimating volume and total aboveground biomass of seven dominant tree species in a tropical humid forest in Costa Rica.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 108(24), p9899-9904.
- Silatsa Tedou, F.B., Yemefack, M., Dameni, H., (2015). Variabilité des stocks de carbone en zone forestière du Cameroun: Approche évaluative dans le paysage agricole itinérant de la commune d'Ayos. Editions Universitaires Européennes, 110p.
- Tsafack Ngoufo, L.S., (2015). Essai d'identification et d'évaluation du potentiel de services environnementaux dans le massif forestier de Ngog Mapubi-Dibang, Université de Yaoundé 1, département de géographie, mémoire, 192p.
- Tufekcioglu, A., J.W. Raich, T.M. Isenhardt and R.C. Schultz, 2003. Biomass, carbon and nitrogen dynamics of multi-species riparian buffers within an agricultural watershed in Iowa, USA. *Agrofor. Syst.* 57, p187-198.
- Woomer, P.L.A., Palm, J., Alegre, C., Castilla, D.G., Gordeiro, K., Hairiah, J., Kotto-Same, A., Moukam, A., Ricse, V., Rrodrigues, M., Van Noordwijk, 1999. Slash and burn effects on carbon stocks in the humid tropics. *Advances in soil science*.
- Zapfack, L., 2005. Impact de l'agriculture itinérante sur brûlis sur la biodiversité végétale et la séquestration du carbone. 225p

- Zapfack, L., Noiha, N. V., Dziedjou, K. P. J., Zemagho, L., et Fomete, N. T., 2013. Deforestation and carbon stocks in the surroundings of Lobéké National Parc (Cameroon) in Congo Basin. *Environment and Natural Resources Research*, 3(2): p78-86.
- Van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G. J., Randerson, J.T., 2009. CO2 emissions from forest loss. *Nat. Geosci.*, 2(11), p737-738.

Dynamique spatiale et structure du paysage dans la commune de Zè, Bénin

TENTE V. Oreste ^(1,2, *), OLOUKOI Joseph ⁽¹⁾, TOKO M. Inoussa ⁽¹⁾

⁽¹⁾ AFRIGIST, Obafemi Awolowo University Campus. Ilé-Ifè. Osun State, Nigéria

⁽²⁾ Laboratoire de Biogéographie et d'Expertise Environnementale (LABEE), Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

(*) Auteur correspondant : TENTE V. Oreste, oreste.tente@gmail.com

Résumé

Au Bénin, l'altération du couvert végétal par les actions anthropiques entraîne des modifications au sein de la configuration du paysage. Le présent travail a pour objectif d'évaluer les liaisons entre les éléments du paysage, leurs influences réciproques et les principales transformations observées dans le temps et dans l'espace pour une gestion rationnelle et durable de la commune de Zè au Bénin. Il a été possible à travers la combinaison des techniques de la télédétection, des SIG et de l'écologie du paysage. Ainsi, les images satellitaires TM (1986), ETM+ (2000) et OLI - TIRS (2018) de Landsat ont été utilisées et traitées par la méthode de classification supervisée avec l'algorithme de Maximum de vraisemblance avec Envi 5.2. Des indices qui intègrent la mesure de la composition et de la configuration paysagère ont été sélectionnés pour l'analyse quantitative du paysage à l'aide du logiciel Fragstats 4.2. Il a été observé des changements spatio-temporels dans le paysage. Les mosaïques de champs et jachères qui occupaient 27,59 % en 1986 ont progressé en 2018 avec 43,80 % tandis que les forêts dégradées au cours de ces mêmes dates ont régressé respectivement de 19,34 % à 0,65 %. Cela a entraîné la diminution de 37 % du nombre total de taches et celles de l'indice de Shannon qui est passé de 1,77 bits à 1,50 bits respectivement de 1986 à 2018. De ce fait, il faut retenir une tendance d'homogénéisation et de fragmentation du paysage naturel qui s'est transformé en paysage artificiel par agrégation. Cette tendance sera maintenue si aucune mesure n'est prise.

Mots clés : Dynamique, paysage, structure spatiale, commune de Zè.

Abstract

In Benin, the alteration of the vegetation cover by anthropogenic actions leads to modifications within the landscape configuration. The present work aims to assess the links between the elements of the landscape, their mutual influences and the main transformations observed in time and space for a rational and sustainable management of the municipality of Zè in Benin. It has been possible through the combination of remote sensing techniques, GIS and landscape ecology. Landsat satellite images TM (1986), ETM + (2000) and OLI - TIRS (2018) were used and processed by the supervised classification method with the Maximum Likelihood algorithm. Indices that integrate the composition and landscape configuration measurement were selected for quantitative landscape analysis using the Fragstats 4.2 software. Spatio-temporal changes in the landscape are observed. Field mosaics and fallow land, which occupied 27.59% in 1986, increased in 2018 with 43.80% while the degraded forests during these same dates decreased respectively from 19.34% to 0.65%. This resulted in a 37% decrease in the total number of spots and a decrease in the Shannon index from 1.77 bits to 1.50 bits, respectively, from 1986 to 2018. As a result, there is a trend towards Homogenization and fragmentation of the natural landscape that has turned into an artificial landscape by aggregation. This trend will be continuous if no action is taken.

Keywords: Dynamics, landscape, spatial structure, commune of Zè.

1. INTRODUCTION

Les milieux naturels sont instables, dynamiques et évoluent à se mettre en équilibre. En effet, le paysage est vu comme une partie de la surface de la terre qui est formée d'un complexe d'interaction entre les roches, les eaux, l'air, les plantes, les animaux et les hommes, qui, dans son apparence extérieure forme un tout perceptible (Houndagba, 2014). Cette perception change sous l'influence de ces grands facteurs qui le composent. Par conséquent, la maîtrise du paysage et des facteurs influençant son équilibre, s'avère impérieuse pour une compréhension de l'évolution des unités d'un paysage.

Au Bénin, ces changements peuvent être considérés comme l'un des éléments importants influant sur l'équilibre écologique au niveau du paysage.

La compréhension du fonctionnement des systèmes environnementaux, de leur évolution dans le temps et de la réponse de leur structure aux processus de perturbation, est nécessaire pour définir des lignes d'action et de gestion futures au Bénin en général et en particulier dans la commune de Zè.

Pour évaluer qualitativement et quantitativement les changements au niveau du paysage et les relations entre ses composantes physique, écologique et sociale, l'écologie du paysage est une approche idéale (Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 2003 ; Casado, 2007).

Plusieurs études ont montré l'évaluation des changements à partir des transformations enregistrées au niveau du paysage, dans l'analyse du paysage. (Feranec *et al.*, 2000 ; Fujihara et Kikuchi, 2005 ; Lasanta *et al.*, 2006 ; Haase *et al.*, 2007 ; Houndagba, 2014).

Les activités humaines associées à bien d'autres facteurs biophysiques peuvent contribuer au maintien de la diversité biologique ou à la destruction d'habitats, la banalisation des milieux et à la disparition d'espèces (Allagbé, 2011). L'agriculture constitue le principal facteur de dégradation de ces écosystèmes. Ainsi, les agriculteurs agissent sur la répartition spatiale et sur la composition floristique (Sounon Bouko *et al.*, 2007). Ils diminuent de manière significative la richesse spécifique de la flore ligneuse et désorganisent la structure naturelle des peuplements. Le couvert forestier est alors fortement altéré par les actions anthropiques (Tenté, 2015). Cela modifie profondément la configuration du paysage. Ainsi, si l'on s'intéresse à la sauvegarde des espèces qui dépendent de cette forme d'habitat, la fragmentation du couvert forestier est la principale variable à considérer (Bamba *et al.*, 2010).

La présente étude intègre la reconstruction de la structure du paysage et l'analyse de sa dynamique avec des indices de structure spatiale dans la commune de Zè.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1. Cadre d'étude

La commune de Zè, est située au nord-est du département de l'Atlantique. Elle est comprise entre 6°32' et 6°58' latitude nord d'une part et entre 2°12' et 2° 26' longitude est d'autre part. Avec une superficie de 653km². Elle est limitée au nord par les communes de Zogbodomey et de Toffo, à l'est par les Communes d'Adjohoun et de Bonou, au sud par les Communes d'Abomey-Calavi et de Tori-bossito et à l'ouest par la Commune d'Allada (figure 1).

Le relief de la Commune de Zè est un élément du vaste plateau d'Allada, d'une altitude moyenne de 100 m qui s'incline légèrement vers la côte et, surplombe au nord la dépression de la Lama. La Commune est dominée par les sols faiblement ferrallitiques communément appelés terre de barre. Elles sont de teinte rouge et servent de support à toutes les cultures pluviales. Les sols hydromorphes à horizon superficiel gris assez riches joutent des plans d'eau et bas-fonds. Le réseau hydrographique traversant ce plateau n'est pas dense et est très localisé. En effet, seule la zone du nord est drainée par un affluent du fleuve Ouémé, la Sô (ONAB, 2005).

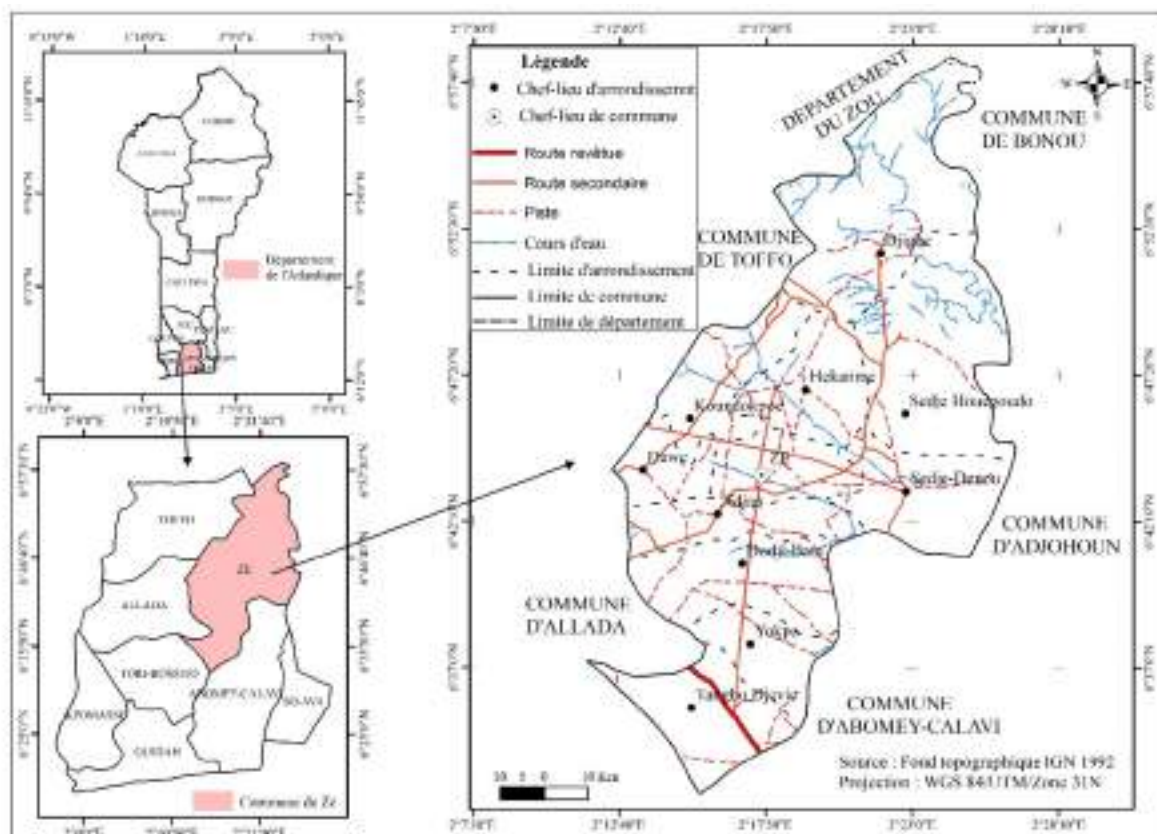


Figure 1 : Situation géographique de la commune de Zè

2.2. Données utilisées

Les données utilisées sont présentées dans le tableau 1 avec leurs caractéristiques respectives.

Tableau 1 : Caractéristiques des données

Données	Format	Echelle ou resolution	Source	Utilité
Fichiers de formes	shape	1/200000	IGN Bénin	Extraction des limites de la zone d'étude
Landsat TM	Géotiff	30m	https://earthexplorer.usgs.gov	Cartographie de l'occupation du sol
Landsat ETM+				
Landsat OLI-TIRS				

2.3. Méthode

2.3.1. Traitement numérique des images

Plusieurs opérations ont été faites pour voir la dynamique de spatio-temporelle dans la commune de Zè.

Prétraitement

Cette étape a permis de faire l'importation des images, les corrections géométriques et radiométriques et l'extraction du secteur d'étude. Cela a été fait à partir de Envi 5.2.

Composition colorée

C'est une combinaison de trois bandes spectrales d'une image multi-spectrale en procédant à leur affectation respective aux trois couleurs primaire (rouge, vert et bleu) pour une meilleure distinction de nuance. Elle permet l'interprétation de l'image à travers la signature spectrale de l'objet. Ainsi, la composition colorée fausse couleur standard de ETM+ est 432 tandis que celle de OLI-TIRS est 543 est utilisé dans le cadre de cette étude. Cette composition combine respectivement les bandes du proche infrarouge, du rouge et du vert du capteur au plan d'affichage rouge, vert et bleu de l'écran. Elle a permis d'obtenir 8 classes d'occupation du sol qui ont été validé par un contrôle terrain.

Classification supervisée

Cette opération consiste à choisir dans un premier temps, des parcelles d'entraînement (ROI) qui sont des regroupements de pixels purs caractéristiques d'une occupation du sol donnée en se basant sur la connaissance du terrain et sur la signature spectrale. Ensuite, l'algorithme Maximum de Vraisemblance a été utilisé pour classifier les images. Il estime la moyenne et la variance à partir des sites

d'entraînement de l'image. Cela consiste à choisir les pixels qui correspondent aux valeurs de la moyenne et de la variance. Cet algorithme offre une bonne capacité de généralisation.

Evaluation de la classification

Les résultats de la classification des trois dates ont été validés par la matrice de confusion, qui montre la précision de la classification. Cette matrice a été possible grâce à la comparaison de l'image classifiée aux 33 points de contrôle terrain. Ces points sont des zones confuses mais qui ont été vérifiées sur le terrain. Ainsi, l'indice cartographique de validation (ICV), l'indice de pureté des classes (IPC) l'indice statistique de validation (ISV), l'indice de précision total (IPT) ou Précision globale les erreurs d'omission et les erreurs de commission ont été calculées.

L'indice de pureté des classes (IPC) est le rapport du nombre total des pixels d'un thème bien classés dans une classe C_i par le nombre total des pixels de la classe C_i . Il est aussi appelé exactitude du producteur.

IPC = Nombre de pixels bien classés dans une classe C_i / Nombre total de pixels de la classe C_i

Il permet de calculer les erreurs d'omission dont les pixels de référence terrain sont attribués à une autre classe.

Erreur d'omission = 1 - IPC ou Exactitude du producteur

L'Indice Cartographique de Validation (ICV) est le rapport du nombre total des pixels d'un thème bien classés dans sa classe C_i par le nombre total des pixels du même thème T_i sur le terrain. Il est appelé aussi précision cartographique des usagers.

ICV = Nombre total des pixels d'un thème bien classés dans sa classe C_i / Nombre total des pixels du thème T_i sur le terrain.

Il permet de calculer les erreurs de commission dont les pixels d'une classe lui sont attribués par erreur.

Erreur de commission = 1 - ICV ou Précision cartographique des usagers

L'Indice de Précision Total (IPT) ou Précision globale

IPT = Somme des pixels correctement classés / (divisé) Total des pixels de la matrice

Cet indice permet de valider la classification supervisée.

Vectorisation

A partir du logiciel Envi 5.2, les images classifiées ont été vectorisées, transformées en shapefile et exportées dans ArcGIS 10.5, pour la visualisation cartographique de l'occupation du sol.

Détection de changements

Les matrices de transition ont permis de mettre en évidence les différentes formes de conversion qu'ont subies les unités paysagères entre 1986-2000 et entre 2000-2018. Elles ont permis de quantifier les changements en utilisant les superficies. Les superficies de ces différentes classes d'occupation du sol ont été générées dans le logiciel ArcGIS 10.5.

2.3.2. Calcul des indices de structures spatiales

Les cartes d'occupation du sol ont été les données de base pour calculer les indices de structures spatiales (métriques) propres de l'écologie du paysage. Le logiciel Fragstat 4.2 a permis de calculer ces métriques. Cela a conduit à la quantification de la structure du paysage à l'échelle globale du paysage et à l'échelle de chaque classe. Pour y parvenir, les cartes d'occupation du sol des trois dates ont été converties en raster sous format img, ce qui a amené à sélectionner et de calculer ceux qui sont adaptés à la présente étude.

Le calcul de ces métriques a donné une idée sur la présence et l'abondance de taches (composition du paysage) et la distribution et arrangement spatial des taches (configuration paysagère). Dans le cadre de cette étude, les indices calculés sont :

Nombre de taches (NP)

Il mesure le nombre de taches d'une occupation du sol. Cet indice renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. L'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998).

$$\mathbf{NP} = n_i$$

Surface occupée (CA)

Elle mesure la surface (hectare) occupée pour chaque classe d'occupation du sol.

$$\mathbf{CA} = \sum_{j=1}^{n_i} a_{ij} \left(\frac{1}{10\ 000} \right)$$

Proportion du paysage (PLAND)

Le PLAND mesure la proportion du paysage (%) occupée par des types d'occupation du sol. Il donne une idée de dominance des classes d'occupation.

$$\mathbf{PLAND} = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} a_{ij}}{A} (100)$$

Pourcentage total du paysage (LPI)

LPI mesure la surface (%) de la tâche la plus grande pour chaque classe d'occupation du sol. Les grandes valeurs de LPI indiquent une forte dominance d'une tache unique.

$$\mathbf{LPI} = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$$

Nombre de classes (PR)

PR mesure le nombre de classe d'occupation du sol présent dans le paysage. Si PR s'augmente alors le paysage s'accroît en hétérogénéité.

$$\mathbf{PR} = m$$

Indice de Shannon (SHDI)

SHDI mesure l'hétérogénéité du paysage (bits) combinant la richesse et la régularité. Une valeur de cet indice égale à 0 indique un paysage homogène.

$$\mathbf{SHDI} = \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

Taille moyenne des taches (MPS)

MPS mesure la surface moyenne des taches (hectares) de chaque classe. Cette valeur diminue en tant le paysage se présente de plus en plus fragmenté.

$$\mathbf{MPS} = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} X_{ij}}{n_i}$$

Variabilité de la taille moyenne des taches (SD, CV)

SD et CV mesurent la variabilité de la taille des taches par rapport à la moyenne. Petites valeurs de variabilité indiquent des paysages uniformes. Ces mesures servent à comparer les variations dans le temps.

$$\mathbf{SD} = \sqrt{\sum_{j=1}^{n_i} [X_{ij} - (\frac{\sum_{j=1}^{n_i} X_{ij}}{n_i})]^2}$$

$$\mathbf{CV} = \frac{SD}{MNS} (100)$$

Densité des contours (ED)

ED mesure la densité des contours (mètre par hectare) des taches de chaque de classe d'occupation du sol. Les valeurs élevées de ED accompagnées par des faibles valeurs de surface indiquent une haute fragmentation du paysage en plusieurs petites taches.

$$\mathbf{ED} = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\ 000)$$

Indice de compacité des taches (AI)

AI mesure l'arrangement spatial des taches (%) correspondantes aux types d'occupation du sol. Une valeur AI élevée indique des unités adjacentes et donc des taches agrégées.

$$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max - g_{ii}} \right] (100)$$

Indice de distribution de l'adjacence (IJI)

IJI mesure l'adjacence entre types d'occupation du sol différents. Une valeur IJI égale à 100 indique une classe adjacente avec toutes les autres classes.

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)} \quad (100)$$

Indice de contagion (CONTAG)

CONTAG mesure l'agrégation des taches au niveau du paysage. Hauts indices de contagion conduisent à la colonisation et à la diffusion potentielle des perturbations.

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[\ln (P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \quad (100)$$

3. RESULTATS

3.1. Dynamique spatio-temporelle du paysage dans la commune de Zè

L'analyse de la dynamique de l'occupation du sol passe par la description des différents états du paysage en 1986, 2000 et 2018 puis l'évaluation des changements intervenus. La validation des résultats obtenus des classifications a été faite par les matrices de confusion, les indices de pureté de classe, les indices de validation cartographique (tableaux 2, 3 et 4). Les croisements de ces cartes d'occupation du sol ont donné les statistiques de changement et les matrices traduisant les conversions des différentes unités.

Le tableau 2 présente la matrice de confusion (en Pixel) et les calculs d'erreurs (en %) de l'image Landsat TM de 1986. Les classes les plus confuses sont les agglomérations et les forêts dégradées tandis que les moins confuses sont les mosaïques de champs et jachères et les plans d'eau. Une précision globale de 85,50 % est notées, ce qui justifie la validité de cette classification.

Tableau 2 : Matrice de confusion de 1986

Classes	PE	PT	MCJ	MCJP	PM	AGG	SAA	FD	Total	IPC	EC
PE	476	0	0	0	0	0	0	0	476	1	0
PT	1	861	0	15	0	0	0	1	878	0.98	1.94
MCJ	0	0	407	0	0	0	0	0	407	1	0
MCJP	0	43	0	905	6	0	0	40	994	0.91	8.95
PM	1	0	0	24	714	45	5	19	808	0.88	11.63
AGG	0	0	0	0	100	610	225	17	952	0.64	35.92
SAA	0	0	0	0	2	137	536	19	694	0.77	22.77
FD	1	3	0	18	48	27	11	254	362	0.70	29.83
Total	479	907	407	962	870	819	777	350	5571		
EO	0.63	5.07	0	5.93	17.93	25.52	31.02	27.43			
IVC	0.99	0.95	1.00	0.94	0.82	0.74	0.69	0.73			
Précision globale	85.50%										

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaique de champs et jachères, MCJP : Mosaique de champs et jachères sous palmier, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, IPC : Indice de Pureté des Classes, IVC : Indice de Validité Cartographique, EC : Erreur de Commission, EO : Erreur d'Omission.

Tableau 3 : Matrice de confusion 2000

Classes	PE	PT	MCJ	MCJP	PM	AGG	SAA	FD	Total	IPC	EC
PE	651	0	0	0	0	0	0	0	651	1	0
PT	0	744	0	90	7	0	0	0	841	0.88	11.53
MCJ	8	0	441	8	0	5	0	0	464	0.95	4.96
MCJP	0	129	0	779	1	0	0	31	940	0.83	17.13
PM	2	11	0	1	664	1	0	0	679	0.98	2.21
AGG	0	0	4	0	0	842	89	2	937	0.90	10.14
SAA	0	0	3	0	0	186	626	0	815	0.77	23.19
FD	1	0	2	54	2	0	1	448	508	0.88	11.81
Total	662	884	450	932	674	1029	721	483	5835		
EO	1.66	15.84	2	16.42	1.48	18.17	13.18	7.25			
IVC	0.98	0.84	0.98	0.84	0.99	0.82	0.87	0.93			
Précision globale	89.03%										

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaique de champs et jachères, MCJP : Mosaique de champs et jachères sous palmier, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, IPC : Indice de Pureté des Classes, IVC : Indice de Validité Cartographique, EC : Erreur de Commission, EO : Erreur d'Omission.

Le tableau 3 présente les classes les plus confuses qui sont les savanes arborées et arbustives et les Mosaïque de champs et jachères sous palmier tandis que les moins confuses sont les plans d'eau et les prairies marécageuses. La précision globale de cette classification est de 89,03 % qui est acceptable pour valider la classification de l'image de 2000.

Le tableau 4 indique les forêts dégradées, les savanes arborées et arbustives et les plantations sont plus confuses que les autres classes. Cette classification est validée car elle donne une précision globale de 98,72 %.

Tableau 4 : Matrice de confusion 2018

Classes	PE	PT	MCJ	MCJP	PM	AGG	SAA	FD	Total	IPC	EC
PE	586	0	0	0	0	0	0	0	586	1	0
PT	0	1057	0	0	0	0	32	1	1090	0.97	3.03
MCJ	0	0	999	0	0	0	0	0	999	1	0
MCJP	0	0	0	1036	0	0	0	0	1036	1	0
PM	0	0	0	0	899	0	0	0	899	1	0
AGG	5	0	6	0	0	794	0	0	805	0.99	1.37
SAA	0	24	0	0	0	0	489	0	513	0.95	4.68
FD	0	8	0	4	0	0	1	379	392	0.97	3.32
Total	591	1089	1005	1040	899	794	522	380	6320		
EO	0.85	2.94	0.6	0.38	0	0	6.32	0.26			
IVC	0.99	0.97	0.99	1	1	1	0.94	1			
Précision globale	98.72%										

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmier, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, IPC : Indice de Pureté des Classes, IVC : Indice de Validité Cartographique, EC : Erreur de Commission, EO : Erreur d'Omission.

3.1.1. Occupation du sol en 1986

L'interprétation visuelle et la classification supervisée de l'image Landsat TM de 1986 a permis de faire la cartographie de l'occupation du sol de la commune de Zè (figure 2). Comme classes identifiées on a : Plan d'eau, Prairie marécageuse, Agglomération, Plantation, Mosaïque de champs et jachères, Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, Savane arborée et arbustive et Forêt dégradée.

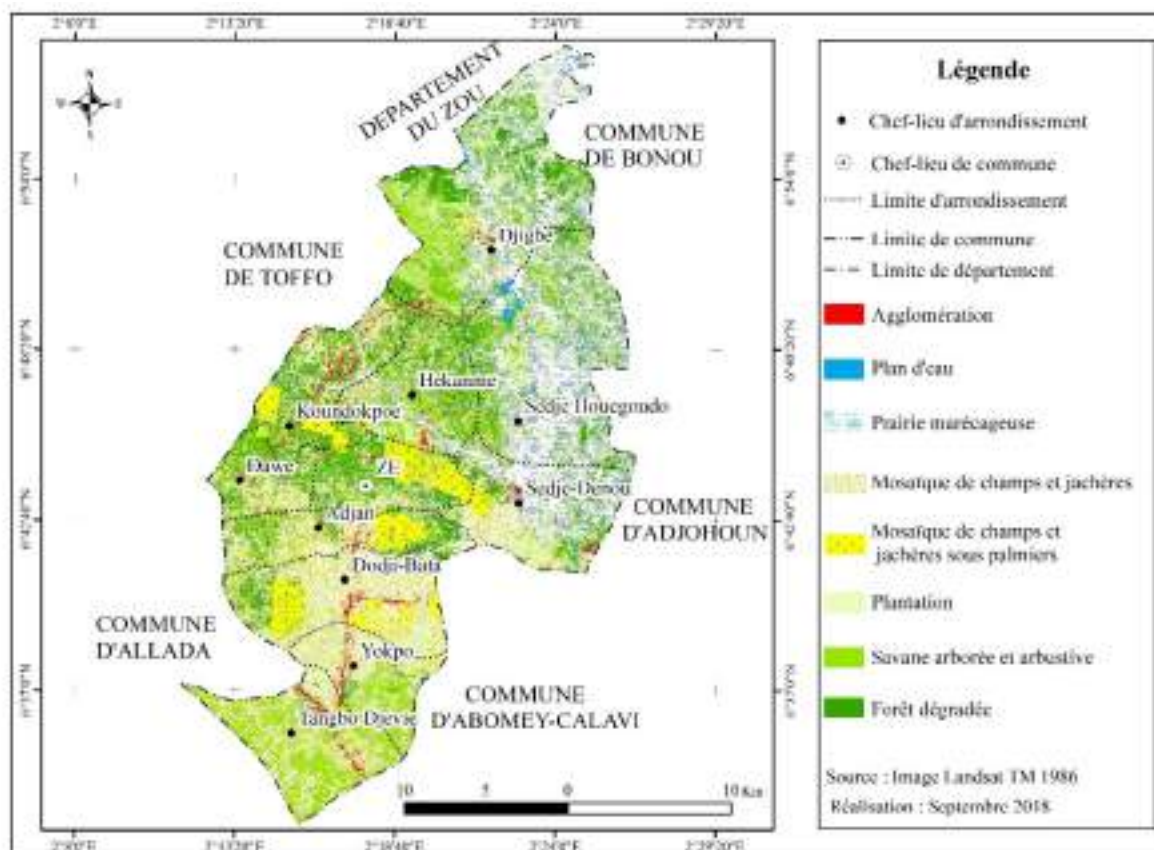


Figure 2 : Occupation du sol de la commune de Zè en 1986

La figure 2 présente les différentes classes d'occupation du sol de la commune de Zè en 1986 qui occupent différentes proportions de la superficie totale de la commune. Les mosaïques de champs et jachères ont la superficie la plus élevée (27,59 %) sont situées au sud et au centre de la commune ensuite viennent les prairies marécageuses (19,74 %), qui sont principalement au nord-est de la commune. Les forêts dégradées avec 19,34 % se trouvent au centre et au nord-ouest tandis que les savanes arborée et arbustive (13,44 %) sont au sud. Les plantations (11,58 %) et les agglomérations (1,48 %) quant à elles sont éparpillées alors que les mosaïques de champs et jachères sous palmiers (6,29 %) sont au centre et les plans d'eau (0,54 %) au nord-est.

3.1.2. Occupation du sol en 2000

La figure 3 montre en 2000 les mosaïques de champs et jachères situé dans toute la commune sauf au nord-est domine les autres unités avec 35,50 % de la superficie totale. Les prairies marécageuses qui ont progressé (22,18 %) sont toujours au nord-est ainsi que les mosaïques de champs et jachères sous palmiers (7,03 %) qui se sont aussi étendu au centre. Les forêts dégradées situées au nord-ouest ont régressé avec 13,10 % de même que les plantations (9,52 %). Les savanes arborée et arbustive et les agglomérations sont éparpillées et occupent respectivement 9,95 % et 2,08 %. Les plans d'eau présents au nord-est avec 0,64 %. La figure 3 montre les différentes classes d'occupation du sol en 2000.

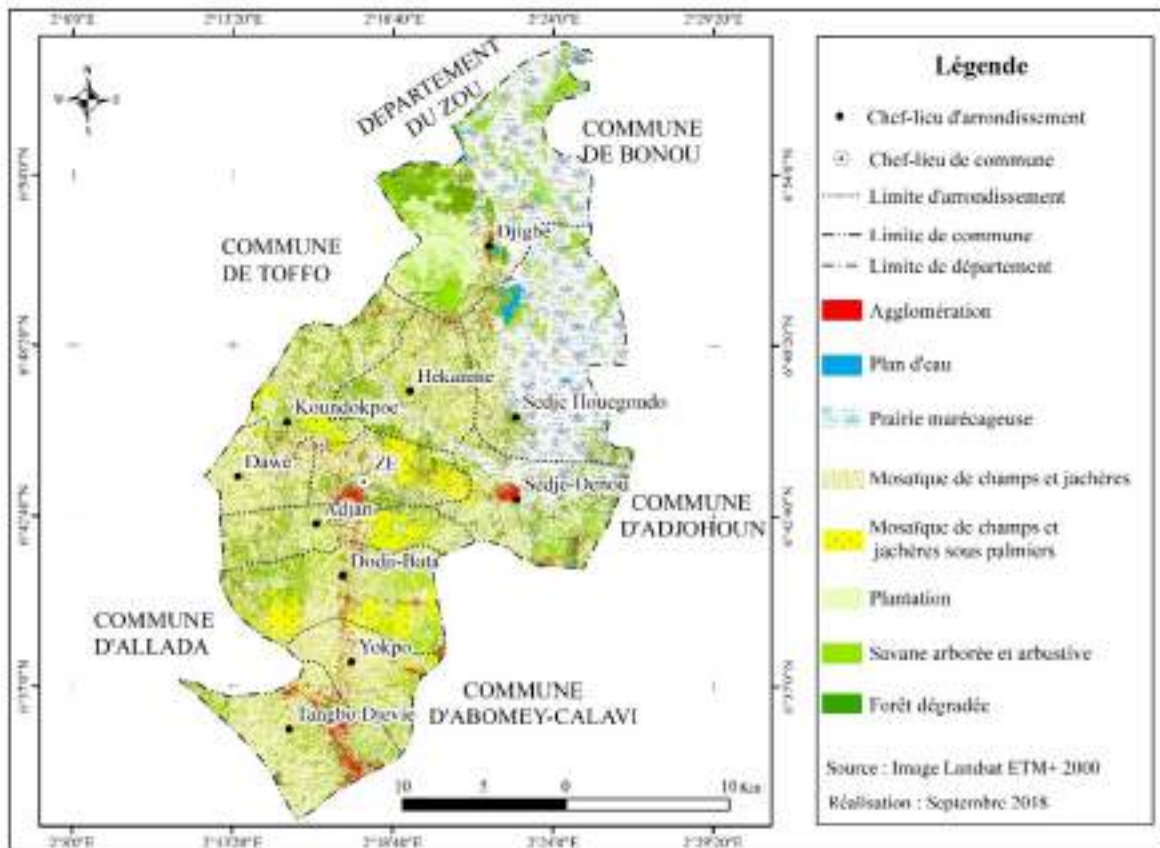


Figure 5 : Occupation du sol de la commune de Zè en 2000

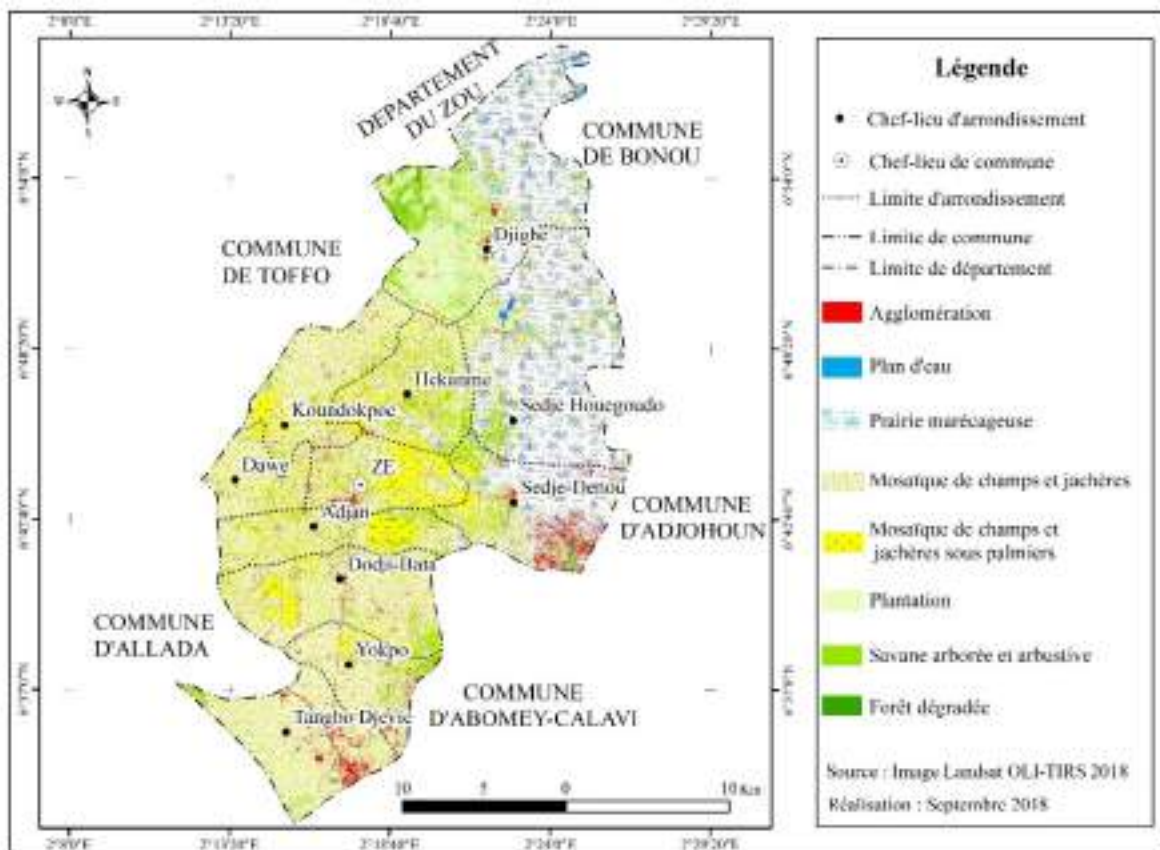


Figure 4 : Occupation du sol de la commune de Zè en 2018

3.1.3. Occupation du sol en 2018

La classification supervisée de l'image Landsat OLI-TIRS 2018 a permis d'obtenir la cartographie de l'occupation du sol (figure 4). Comme unités, on a les mosaïques de champs et jachères (43,80 %), les prairies marécageuses (26,39 %), les mosaïques de champs et jachères sous palmiers (9,32 %) et les agglomérations (2,73 %) ont augmenté. Les forêts dégradées (0,65 %), les savanes arborée et arbustive (7,70 %), les plantations (9,01 %) et les plans d'eau (0,40 %) ont diminué.

De la figure 4 on retient que les mêmes classes d'occupation qui étaient présentes en 1986 et 2000 sont aussi présentes en 2018. On constate une domination des champs et jachères par rapport aux autres classes.

La figure 5 montre la synthèse d'évolution des classes d'occupation du sol. La figure 5 montre que les formations naturelles ont fortement régressé sur l'ensemble du secteur d'étude au fil du temps tandis que la pression démographique qui se reflète sur l'augmentation de la superficie des mosaïques de champs et jachères, des agglomérations montre que les paysans ont étendu leurs champs au détriment des formations naturelles.

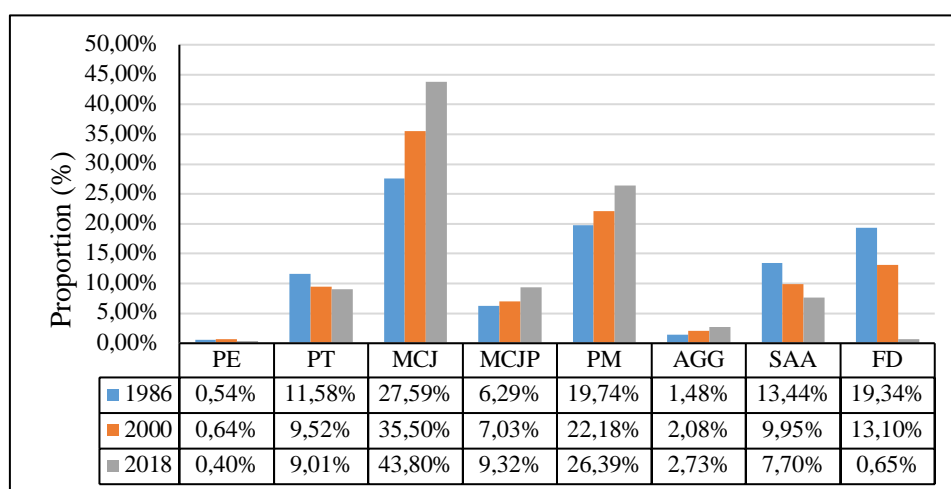


Figure 5 : Synthèse des unités d'occupation du sol de 1986, 2000 et 2018

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée.

3.2. Changements d'occupation du sol de la commune de Zè entre 1986-2000 et 2000-2018

La dynamique des classes d'occupation du sol entre 1986 et 2000 et entre 2000 et 2018 est résumée par les tableaux V et VI de matrice de transition. Les conversions se font des colonnes vers les lignes. Les diagonales correspondent aux superficies des classes qui sont restées stables et les classes qui sont en dehors de la diagonale représentent les changements des unités d'occupation du sol.

L'examen de la matrice de transition (tableau 5) révèle que toutes les unités d'occupation du sol observées en 1986 sont également présentes en 2000. Mais, il faut remarquer que les forêts dégradées et les savanes arborées et arbustives sont les classes qui se sont beaucoup plus convertis d'autres classes comme les mosaïques de champs et jachères.

Tableau 5 : Matrice de transition de 1986 à 2000

		1986								
2000	Classes	PE	PT	MCJ	MCJP	PM	AGG	SAA	FD	Total (ha)
	PE	149	21	2	2	135	0	24	73	406
	PT	10	1233	1102	375	1111	93	1055	1071	6049
	MCJ	12	1651	9889	672	1343	429	4066	4502	22565
	MCJP	0	158	1302	1828	199	54	333	592	4467
	PM	103	2233	431	114	7757	21	729	2711	14097
	AGG	4	106	567	54	66	106	208	209	1321
	SAA	12	1050	2020	387	624	95	1036	1102	6326
	FD	54	906	2219	562	1313	140	1093	2036	8324
	Total (ha)	344	7358	17532	3995	12548	939	8543	12294	63553

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée.

Tableau 6 : Matrice de transition de 2000 à 2018

		2000								
2018	Classes	PE	PT	MCJ	MCJP	PM	AGG	SAA	FD	Total (ha)
	PE	66	14	17	6	101	4	12	33	254
	PT	30	1426	1842	192	355	52	753	1081	5729
	MCJ	67	1797	14734	2423	1265	837	2958	3758	27838
	MCJP	16	438	2269	1282	321	64	592	939	5921
	PM	192	1516	1326	172	11006	41	1176	1344	16772
	AGG	9	233	572	72	139	259	205	245	1733
	SAA	25	572	1689	298	818	62	585	842	4891
	FD	2	53	116	21	93	2	45	82	415
	Total (ha)	406	6049	22565	4467	14097	1321	6326	8324	63553

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée.

Le tableau 6 permet de voir les différents changements ou transformations opérées entre 2000 et 2018. Ces changements sont observés à trois niveaux : la stabilité ou non changement, la conversion. Les classes d'occupation du sol qui sont restées stables entre 2000 et 2018 sont en diagonale jaune. 2269 ha, 1842 ha et 1689 ha respectivement des mosaïques de champs et jachères sous palmiers, des plantations et des savanes arborées et arbustives se sont converties en les mosaïques de champs et jachères.

3.3. Indices de structures spatiales du paysage de la commune de Zè (1986 à 2018)

La caractérisation de la composition et de la configuration par les métriques ont permis d'analyser la structure du paysage de la commune de Zè. Ces métriques ont été calculés à partir des cartes d'occupation du sol.

3.3.1. Indices de composition

Les métriques de la composition paysagère à l'échelle du paysage indiquent des processus du paysage à partir de la comparaison du nombre, la richesse et la diversité des taches dans le temps (tableau 7).

Tableau 7 : Indices de composition du paysage

Année	NP	PR	SHDI (bits)
1986	7177	8	1.77
2000	7089	8	1.72
2018	5356	8	1.50

Légende : NP : Nombre de taches ; PR : Richesse spécifique ; SHDI : Indice de diversité de Shannon.

De l'analyse du tableau 7, il ressort que le nombre de taches (NP) s'est réduit de 1986 à 2018 de même que l'Indice de Diversité (SHDI) malgré la constance de la richesse (PR) qui est toujours représentée par huit classes. Cela montre une simplification de la structure du paysage à travers la réduction de l'hétérogénéité. Le Tableau 8 montre les métriques de la composition paysagère au niveau de chaque classe d'occupation du sol.

Il ressort de l'analyse du tableau 8 que les formations naturelles comme les forêts dégradées et les savanes arborées et arbustives ont vu leurs nombres tâches (NP), leurs superficie (CA) et leurs tailles (LPI) se réduire de 1986 à 2018 passant par 2000. Par contre, les formations anthropiques comme les mosaïques de champs et jachères et celles sous palmier ont augmenté respectivement la proportion de leur superficie (PLAND) de 27,75 % et 6,29 % en 1986 à 42,82 % et 11,33 % en 2018. Au niveau de la dominance des tâches (LPI) on constate que les mosaïques de champs et jachères ont la plus grande proportion (37,15 %) en 2018. Au niveau des agglomérations aussi on note une augmentation des différents indices.

Tableau 8 : Indices de composition des classes

Classe	NP			CA (ha)			PLAND (%)			LPI (%)		
	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018
PE	116	145	181	321.86	427.13	404.14	0.51	0.67	0.64	0.09	0.19	0.09
PT	1763	1441	877	7321.71	6022.17	6052.42	11.52	9.48	9.52	0.48	2.48	5.27
MCJ	868	499	815	17634.54	22451.55	27209.27	27.75	35.32	42.82	18.42	29.82	37.15
MCJP	422	938	1335	4000.26	4541.13	7200.71	6.29	7.14	11.33	1.58	0.79	1.94
PM	404	336	220	12483.57	14187.25	17234.03	19.64	22.32	27.12	17.07	20.08	25.66
AGG	292	363	770	896.61	1341.89	2234.87	1.41	2.11	3.52	0.05	0.20	0.28
SAA	1775	1681	1045	8532.92	6284.74	3028.63	13.43	9.89	4.77	1.42	0.49	0.25
FD	1537	1686	113	12366.20	8301.81	186.34	19.46	13.06	0.29	2.52	0.67	0.02

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, NP : Nombre de taches, CA : Superficie de Classe, PLAND : Proportion Occupée, LPI : Dominance.

La planche 1 présente un espace naturel détruit en faveur d'une activité agricole. L'observation de la planche 1 montre des espaces défrichés qui seront préparés pour les activités agricoles, ce qui est le témoignage d'une destruction de l'espace naturel.



Planche 1 : Espace défriché pour les activités agricoles dans la commune de Zè

3.3.2. Indices de configuration

Les métriques de la configuration du paysage comme le processus de fragmentation, de fermeture, d'agrégation et de désagrégation sont aussi importants. Ils permettent de voir l'arrangement spatial des tâches qui composent le paysage.

3.3.3. Indices de fragmentation et de fermeture du paysage

Les indices de fragmentation et de fermeture du paysage sont calculés au niveau des classes d'occupation du sol (tableau 9). L'analyse de ces indices (NP, ED, MPS, et CV) a permis de voir l'état fragmentaire du paysage de la commune de Zè.

Tableau 9 : Indices de fragmentation et de fermeture du paysage

Classe	NP			ED (m/ha)			MPS (ha)			CV		
	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018
PE	116	145	181	1.08	1.40	1.80	2.77	2.95	2.23	236.93	348.77	203.23
PT	1763	1441	877	28.50	20.98	16.42	4.15	4.18	6.90	360.64	1011.01	1639.65
MCJ	868	499	815	41.19	43.41	46.20	20.32	44.99	33.39	1962.24	1888.39	2475.51
MCJP	422	938	1335	8.00	13.03	24.17	9.48	4.84	5.39	701.59	707.88	769.36
PM	404	336	220	24.19	17.84	14.91	30.90	42.22	78.34	1744.03	1645.95	1400.04
AGG	292	363	770	3.81	5.23	9.30	3.07	3.70	2.90	135.85	304.40	325.47
SAA	1775	1681	1045	30.44	24.89	12.90	4.81	3.74	2.90	817.16	373.31	254.47
FD	1537	1686	113	41.94	30.57	0.96	8.05	4.92	1.65	728.03	361.26	94.17

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, NP : Nombre de taches, ED : Densité des contours, MPS : Surface moyenne des taches, CV : Coefficient de Variation.

L'analyse du tableau 9 montre la fragmentation des forêts dégradées et des savanes arborée et arbustive par la réduction et la segmentation de leurs surfaces au profit des zones anthropisées à travers la comparaison entre les différents indices. Cette forte fragmentation est notée par la réduction de la densité des contours (ED) et celle de des surfaces moyennes (MPS). Ce qui montre la diminution de la complexité du paysage de la commune de Zè. De 1986 à 2018, on assiste à la fermeture du paysage causée par l'augmentation des zones agricoles.

3.3.4. Indices d'agrégation et de désagrégation

Les indices d'agrégation et de désagrégation ont permis de mesurer la configuration de la structure du paysage sur les classes d'occupation du sol.

Le tableau 10 montre de façon générale l'agrégation du paysage de la commune de Zè.

Tableau 10 : Indices d'Agrégation / Désagrégation du paysage

Année	CONTAG	IJI (%)	AI (%)	ED (m/ha)
1986	23.82	77.57	50.44	89.57
2000	27.37	81.01	56.47	78.68
2018	38.63	72.02	64.90	63.33

Légende : CONTAG : Contagion, IJI : Indice d'adjacence, AI : Indice d'agrégation, ED : Densité des contours.

De 1986 à 2018, les valeurs de ED montre que le paysage n'est pas dominé par une seule classe ce qui réduit la contagion comme l'indique les valeurs de CONTAG. Il est aussi constaté que les taches compactes (AI) sont agrégées et sont adjacentes. Au niveau de chaque classe ces indices sont aussi calculés pour mieux expliquer l'état d'agrégation du paysage (tableau 11).

Tableau 11 : Indices d'Agrégation / Désagrégation des classes

Classe	ED (m/ha)			SHAPE			IJI (%)			AI (%)		
	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018	1986	2000	2018
PE	1.08	1.40	1.80	1.11	1.09	1.07	73.02	76.68	73.52	26.65	32.93	21.39
PT	28.50	20.98	16.42	1.18	1.14	1.17	77.54	78.74	64.73	31.61	38.84	52.42
MCJ	41.19	43.41	46.20	1.30	1.29	1.21	79.70	83.06	80.65	58.92	66.00	69.97
MCJP	8.00	13.03	24.17	1.13	1.09	1.19	65.89	72.41	54.25	65.74	50.22	41.55
PM	24.19	17.84	14.91	1.24	1.21	1.21	69.56	83.92	77.94	65.87	78.00	84.65
AGG	3.81	5.23	9.30	1.14	1.14	1.10	72.53	73.81	52.48	26.49	32.03	26.58
SAA	30.44	24.89	12.90	1.16	1.16	1.12	72.92	81.12	74.22	37.18	30.38	24.95
FD	41.94	30.57	0.96	1.28	1.23	1.04	80.82	76.05	83.30	40.50	35.00	9.89

Légende : PE : Plan d'eau, PT : Plantation, MCJ : Mosaïque de champs et jachères, MCJP : Mosaïque de champs et jachères sous palmiers, PM : Prairie marécageuse, AGG : Agglomération, SAA : Savane arborée et arbustive, FD : Forêt dégradée, ED : Densité des contours, SHAPE : Indice de forme, IJI : Indice d'adjacence, AI : Indice d'agrégation.

Les indices ED et SHAPE montrent le degré de fragmentation de compaction et de complexité des contours, ce qui augmente les processus de pénétration et de colonisation, tandis que les valeurs élevées de l'indice IJI renseignent une forte potentialité de perturbations entre les classes d'occupation du sol adjacentes. Les forêts dégradées, en 2018 sont la classe la plus agrégées car elles présentent l'indice IJI la plus élevée (83,30 %).

De l'ensemble des résultats obtenus, il faut retenir que la structure du paysage de 1986 à 2018 passants par 2000 a connu un grand changement car le nombre de tâches a diminué de 37 %. Cela conduit vers

une homogénéisation et la fragmentation du paysage naturel (forêts et savanes) s'est transformé en paysage artificiel (zones de cultures et agglomérations). Il en résulte une colonisation agricole du paysage.

4. DISCUSSION

4.1. Dynamique spatio-temporelle

Pour apprécier la dynamique spatio-temporelle de la commune de Zè, les méthodes de télédétection, et de cartographie ont été utilisées. Les images ayant une résolution spatiale inférieure ou égale de 30 mètres sont beaucoup utilisées pour les études multi-dates afin d'apprécier l'évolution de la couverture du sol dans un espace donné. Ces images proviennent des capteurs SPOT, Landsat TM, ETM+, OLI-TIRS, etc. Plusieurs auteurs ont utilisé ces données comme Enonzan, (2010) ; Toko, (2014) ; Kpedenou, (2016) ; etc. Dans le cadre de cette étude, les images Landsat 1986, 2000 et 2018 ont permis d'obtenir huit classes d'occupation du sol à savoir : plan d'eau, prairie marécageuse, agglomération, plantation, mosaïque de champs et jachère, mosaïque de champs et jachères sous palmiers, savane arborée et arbustive et forêt dégradée. Ceci a permis d'apprécier les différentes tendances évolutives de la couverture du sol au fil du temps. Cependant, il est noté que la dynamique du milieu naturel dans la commune de Zè est régressive entre les trois dates au profit des milieux anthropiques. Ces résultats sont conformes à ceux de Orékan *et al.*, (2013) ; Mama, (2013) ; Tente, (2015) qui montrent une régression des forêts et savanes au profit des champs et jachères et agglomérations. Ce processus de régression se traduit par la conversion des formations naturelles (forêts dégradée, savane arborée et arbustive) en formations anthropiques (agglomération, mosaïque de champs et jachères). Cela s'exprime par l'extension des terres agricoles l'explosion démographique. Ces résultats concordent avec les travaux de Djohy *et al.* (2016) dans le nord du Bénin qui ont montré que les activités agricoles constituent les causes majeures de dégradation du couvert végétal. Se trouvant dans la même position, Akobi *et al.*, (2018) dans le centre du Bénin ont constaté aussi des mutations spatiales qui ont pour principale cause l'explosion démographique.

4.2. Structure du paysage

Pour analyser quantitativement la structure du paysage, plusieurs indices ont été proposés à cet effet. Certaines de ces métriques sont utilisées dans la mesure de la composition du paysage (présence et abondance de taches ou de types de taches) pendant que quelques autres sont appliquées à la mesure de la configuration paysagère (distribution et arrangement spatial des taches) (Botequilha Leitão et Ahern, 2002 ; McGarigal *et al.*, 2002 ; Cassado, 2007). Ainsi, les indices adaptés à ce travail ont été sélectionnés et calculés. En effet, la fragmentation entraîne une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches (Davidson, 1998). Elle suppose le morcellement et donc la diminution de la taille des taches vers de petites taches de tailles similaires (Bamba *et al.*, 2010). Les résultats obtenus montrent que de 1986 à 2018 on assiste à une fragmentation des formations naturelles suivi d'une colonisation

agricole de l'espace paysager de la commune de Zè. Ces résultats sont conformes à ceux de Tchibozo et Domingo (2014), qui dans les forêts classées de Dogo-Kétou au Bénin montrent l'effet différentiel des perturbations externes sur l'habitat naturel des formations végétales avec un niveau varié des fragmentations liées aux activités anthropiques et aux risques naturels de l'inondation. La réduction du nombre de tâches à 37 % entre 1986 et 2018 entraîne vers un processus d'homogénéisation du paysage qui est dû à la pression anthropique (colonisation agricole, augmentation de la population). Cela confirme les résultats obtenus suscités à partir de l'interprétation des images satellitaires. Ces résultats corroborent avec ceux obtenus par Bamba *et al.*, (2010) ; Toko *et al.*, (2012). Mais, selon les résultats obtenus par Cassado, (2007) dans le bassin versant de La Voireuze l'espace agricole a reculé sous la pression des broussailles, des friches et des bois, ce qui est contraire aux résultats obtenus dans la présente étude. Ce phénomène est dû par une déstructuration - restructuration du modèle économique et donc par des changements dans l'utilisation des terres. Ces changements des modes d'utilisation du sol enregistrés entre 1948 et 2000 ont mené à une revégétalisation étendue et est représentée par l'accroissement des terrains dégradés et par l'expansion de la forêt, ce qui a simplifié la structure du paysage considérablement dans ce bassin.

5. CONCLUSION

La présente étude effectuée sur la dynamique spatio-temporelle et la structure du paysage de la commune de Zè a permis de faire une analyse qualitative et quantitative de l'évolution du paysage à partir des cartes d'occupation du sol de 1986, 2000 et 2018.

Ainsi, l'analyse cartographique des changements spatio-temporels a montré les modifications enregistrées au niveau de la couverture du sol. Cela a montré que les mosaïques de champs et jachères et les agglomérations ont connu une augmentation de leurs superficies au profit des forêts dégradées et des savanes arborées et arbustives.

De même, l'écologie du paysage à partir des indices ont permis de détecter les changements de la structure spatiale de ce territoire en se basant sur les cartes d'occupation du sol des différentes dates. La structure du paysage de 1986 à 2018 a connu un grand changement car le nombre de tâches a diminué de 37 % sur l'ensemble du paysage. Les mosaïques de champs et jachères ont une forte valeur de dominance en 2018 qui s'élève 37,15 % contre 0,02 % des forêts dégradées. Cela montre tendance d'homogénéisation et de fragmentation du paysage naturel (forêts et savanes) qui s'est transformé en paysage artificiel (zones de cultures et agglomérations) par agrégation.

Face à ce processus de dégradation des espaces naturels, il est important qu'une bonne prise de décision en matière d'aménagement du territoire visant à protéger ces espaces soient prises par les autorités locales afin de les préserver les restes des espaces naturels pour un développement durable de la commune de Zè.

Références Bibliographiques

- Akobi K. I., Amoussou E., Yabi I. et Boko M., 2018. Historique de l'évolution anthropique et dynamique du couvert végétal dans la commune de Bantè au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 12(1): 180-194, February 2018 ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991- 8631 (Print), pp 180-194.
- Allagbé S. B. Y., 2011. Dynamique de la végétation dans la basse vallée de l'Ouémé : cas de Gbéko dans la Commune de Dangbo. Mémoire de maîtrise DGAT/FLASH/UAC, Bénin, 99 p.
- Bamba I., Barima Y. S. S. et Bogaert J., 2010. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Mongabay.com Open Access Journal - Tropical Conservation Science* Vol. 3 (1) : 31-44.
- Bamba I., Yedmel M.S & Bogaert J., 2010. Effets des routes et des villes sur les forêts denses dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. *European Journal of Scientific Research*, 43: 417-429.
- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, 7: 39-68.
- Botequilha Leitão A. et Ahern J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, 59:65-93.
- Burel F. & Baudry J., 2003. Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. Paris, France : Tec & Doc. 359 p.
- Casado A., 2007. Etude de la structure et de la dynamique des paysages de montagne. Exemple du bassin versant de La Voireuze, affluent de l'Alagnon entre 1948 et 2000. Mémoire de Master 2 Géoenvironnement, Département de Géographie, Université Blaise Pascal, 51 p.
- Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 32-37
- Djohy G. L., Totin H. S. Vodounon H. S. et Kinzo N. E., 2016. Dynamique de l'occupation du sol et évolution des terres agricoles dans la commune de sinendé au nord-Bénin. *Cahiers du CBRST*, N° 9 Juin 2016 Lettres, Sciences Humaines et Sociales ISSN : 1840-703X, Cotonou (Bénin), pp. 101-121.
- Enonzan F. B., 2010. Utilisation de la télédétection et des SIG dans la gestion durable des aires protégées : cas des forêts classées de Dogo-Kétou au Bénin. Mémoire de DESS en en Production et Gestion de l'Information Géographique, www.rectas.org, Campus universitaire Obafemi Owolowo, Ilé-Ife, Nigéria, pp.49-50,85p.
- Feranec J., Marcel Š., Ot'ahel J., Cebecauer T., Kolár J., Soukup T., Zdenková D., Waszmuth J., Vájdea V. et Nitika C., 2000. Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s - 1990s, *JAG*, Volume 2.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & sons, New York, USA. 640 p.

- Fujihara M. et Kikuchi T., 2005. Changes in the landscape structure of the Nagara River Basin, central Japan, *Landscape and Urban Planning*, 70:271-281.
- Haase D., Walz U., Neubert M. et Rosenberg M., 2007. Changes to Central European landscapes. Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany, *Land Use Policy*, 24:248-263.
- Houndagba C. J., 2014. Dynamique des paysages naturels dans le centre du Bénin. Thèse d'état, EDP/FLASH/UAC, 350p.
- Kpedenou K. D., Boukpepsi T., Thiou Tanzidani K. Tchamie T. T. K., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la préfecture de Yoto (sud Est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. *Rev. Sc. Env. Univ., Lomé (Togo)*, 2016, n° 13 pp.137-156
- Lasanta T., González Hidalgo J., Vicente Serrano S. et Sferi E., 2006. Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas, *Landscape and Urban Planning*, 78:101-114.
- Mcgarigal K., Cushman S., Neel M., Ene E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [Disponible en ligne] www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html University of Massachusetts
- ONAB, 2005. Plan d'aménagement participatif des plantations forestières de Djigbé. Période 2004-2023, 56 p.
- Orékan V., Abdoulaye D., Houndagba C. J. et Sinsin B., 2013. Dynamique prospective des écosystèmes forestiers classés au Bénin : quelles perspectives pour une utilisation durable. In : *GSDI 14 & AfricaGIS 2013 : "Spatial Enablement in Support of Economic Development and Poverty Reduction"*, communication présentée à la conférence mondiale géospatiale de Global Spatial Data Infrastructure (GSDI 14) et AfricaGIS 2013, Addis Abeba, Ethiopie, du 4 au 8 novembre 2013, 27 p., URL : <http://www.gsdi.org/gsdiconf/gsdi14/papers/239>.
- Sounon Bouko B., Sinsin B. et Goura Soulé B., 2007. Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin : *Tropicultura*, 2007, 25, 4, pp 221-227
- Tchibozo E. A., Domingo E., 2014. Occupation du sol et analyse de la structure spatiale des forêts classées : cas de Dogo-Kétou, dans le centre-est du Bénin. *Revue de géographie du laboratoire Leïdi – ISSN 0851 – 2515 – N°12*, 18 p.
- Tenté V. O., 2015. Dynamique actuelle et processus d'évolution des écosystèmes de la forêt de Djigbé dans la commune de Zè. Mémoire de maîtrise, DGAT/FLASH/UAC, 63 p.

Toko M. I., Toko I. I., Sinsin, B. & Touré, F., 2012. Indices de structures spatiales des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 12(3), 17 p.

Toko I. N., 2014. Cartographie et modélisation de la dynamique des parcours naturels des troupeaux transhumants dans les communes de Banikoara et de Karimama (Nord-Bénin). Mémoire de DEA / FLASH / UAC, Bénin, 101 p.

Partie 3

Applications de la télédétection en appui à la gestion des aires protégées et de la biodiversité

Couvert forestier et distribution de *Pan paniscus* dans la Réserve Naturelle de Sankuru, RD Congo

NYEMBO KABEMBA Faustin ^(1,*), LUSA MBAYA Richard ⁽²⁾, MUANZA KAPUADI Alice ⁽¹⁾, MUKADI NYEMBWE Augustin ⁽³⁾, MAMADOU Cherif ⁽⁴⁾, KAMUTANDA Kalombo ⁽⁵⁾, INZA Kone ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Université Officielle de Mbuji-Mayi

⁽²⁾ Coordination Provinciale de l'Environnement Kasai-Oriental

⁽³⁾ Synergie des Compétences pour la Réussite Intégrale du Développement Agricole

⁽⁴⁾ Université Félix Houphouët Boigny

⁽⁵⁾ Université de Lubumbashi

(*) Auteur correspondant : Nyembo Kabemba Faustin, nyembokab@gmail.com

Résumé

Il y a plusieurs années, l'accès aux divers points du paysage Salonga-Lukenie-Sankuru était extrêmement difficile, voire impossible. Cette difficulté constituait un handicap dans l'obtention de données de base, ainsi que le contrôle et le suivi de la gestion des ressources naturelles dans ce plus grand bloc des forêts inconnues en R.D. Congo. La Réserve Naturelle de Sankuru (RNSA), fait partie de ce paysage. Elle est située au centre du pays, dans la partie Nord de la province de Sankuru, à $-2,56^\circ$ de latitude et $24,15^\circ$ de longitude, à l'Ouest du paysage Tshuapa-Lomami-Lualaba (TL2).

Au moyen de la télédétection, du Système d'Informations Géographiques (SIG) et d'enquêtes auprès des populations locales, les recherches ont été focalisées sur la collecte des données et l'établissement des cartes de base pour le suivi et la gestion. La mise à disposition des images satellites Sentinel 2, SPOT 5, 6 et 7 par l'IGN (Institut Géographique National) et de Landsat 8 téléchargées, a contribué significativement à l'obtention des résultats présentés, notamment des informations cartographiques sur l'état du couvert forestier et sur les actuels et anciens emplacements des espèces phares telles que le bonobo (*Pan paniscus*) et l'okapi (*Okapia johnstoni*). Ce travail donne aux gestionnaires un aperçu de ce qu'est devenu l'aire protégée de Sankuru plus de dix ans après sa création.

Les résultats obtenus montrent que la présence de bonobo est faible sur la grande partie de la RNSA, seule la chefferie de Djonga présente des signes d'une forte concentration de cette espèce. Dans les mosaïques champs-villages, sa présence est nulle. L'okapi est également signalé dans cette même chefferie.

Par rapport à l'occupation du sol, près de 81% de la RNSA est couvert par la forêt, dont 54 % par une forêt dense humide et 26,4% par la forêt secondaire. L'espace non forestier est occupé par la mosaïque champs-villages, la savane et le sol nu représentant respectivement 14,2 %; 1,6 % et 3,5 %. Plusieurs villages sont implantés au sein de la réserve et constituent une difficulté pour la gestion et la conservation de la biodiversité présente dans cette aire protégée.

Mots-clés : Bonobo, télédétection, forêt, aire de répartition, aire protégée, Sankuru

1. INTRODUCTION

La protection de la faune en R.D. Congo se conçoit essentiellement en termes d'aires protégées (MECNT, 2014). Le pays en compte plus de 25 catégories nationales *in* et *ex situ*, dont les parcs nationaux, les réserves de faune, les réserves naturelles, les domaines de chasse, les jardins zoologiques et botaniques (Doumenge *et al.*, 2015), parmi lesquels la Réserve Naturelle de Sankuru se retrouve être la moins médiatisée de toutes.

Située au Nord de la province de Sankuru, elle appartient au paysage Salonga-Lukenie-Sankuru, à -2,56° de latitude et 24,15° de longitude, à l'Ouest du paysage Tshuapa-Lomami-Lualaba. Elle a été créée en premier lieu pour la protection du bassin hydrographique du Sankuru et de la Lokenye en vue de garantir les débits des cours d'eau du bassin du Congo. En second lieu, pour la conservation d'une importante biodiversité animale comprenant spécifiquement le bonobo (*Pan Paniscus*), l'okapi (*Okapia johnstoni*) et l'éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis*). Cependant, dix ans après sa création, la réserve semble avoir perdu certains des traits caractéristiques d'une aire protégée telle que définie par Dudley (2008), à savoir, un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré par tout moyen efficace.

La RNSA se retrouve dans un milieu forestier, tout comme la majorité des aires protégées du pays. De nos jours, il n'est plus à douter que les forêts du bassin du Congo subissent diverses pressions qui se traduisent par la dégradation et la déforestation (De Wasseige *et al.*, 2008). Quand bien même que la perte nette en superficie annuelle est relativement faible (MECNT, 2014), les conséquences sur la biodiversité et l'intégrité des aires protégées ne doivent pas être négligées.

Cette étude dresse l'état des lieux de la couverture forestière de la RNSA, qui se trouve être la réserve la moins suivie et gérée de la R.D.C. Elle ne dispose d'aucun plan d'aménagement. Sur le site, le personnel de l'ICCN semble quasi-absent. L'objectif était de faire un état des lieux sur la conservation dans ce centre du pays en présentant des informations cartographiques sur :

- l'état du couvert forestier
- les actuels et anciens emplacements des espèces phares et endémiques de la R.D. Congo telles que le bonobo (*Pan paniscus*) et l'okapi (*Okapia johnstoni*).

A l'exception des informations sur la faune à protéger, l'Arrêté ministériel n° 045/CAB/MIN/ECN-EF/03/PDB/07 du 06 novembre 2007 portant création de la Réserve Naturelle du Sankuru ne fait mention d'aucune autre information disponible sur l'étendue du couvert forestier au sein de la réserve. Pourtant, la gestion d'une aire protégée doit avoir comme base, des données fiables et régulièrement actualisées.

Le SIG et la télédétection constituent des atouts incontournables pour accéder aux informations et aux divers points de cette réserve dont l'accès est extrêmement difficile et voire même impossible jusqu'à ces jours.

2. DONNEES ET METHODES

Pour atteindre les objectifs poursuivis, le projet a procédé aux enquêtes sur terrain, à la cartographie et à la télédétection. Les enquêtes auprès de la population locale ont été précédées par une phase de pré-enquête. Celle-ci a facilité la prise de contact avec les différents acteurs présents de la zone d'étude : Coordination de l'environnement, autorités coutumières (chefs des villages) et population locale vivant dans, et autour de la RNSA. Ainsi, le guide d'interview a été testé sur un petit échantillon afin d'évaluer son efficacité.

Les enquêtes proprement dites ont servi à la collecte des données relatives à l'identification des activités socio-économiques de la population afin d'analyser leurs impacts sur la réserve. Il s'agissait de savoir si la population environnante reconnaît et respecte les limites de la réserve; si elle trouve de l'intérêt à travers l'existence de cette réserve; comment elle arrive à concilier ses activités (l'agriculture, l'extraction de bois énergie et de bois d'œuvre, la récolte des PFNL,...) avec les règles en vigueur sur la conservation, etc.

Au total, 30 villages ont participé à ces enquêtes, soit un taux de sondage de trente-sept virgule cinq pourcent (37,5 %). La taille de l'échantillon par village dépendait du nombre de ménages. Pour l'ensemble des villages, le nombre total d'enquêtés est de deux cent nonante.

Les données des enquêtes sont complétées par :

- Le rapport de Liengola *et al.* (2009), sur la conservation des bonobos dans la dernière forêt inexploree de la République Démocratique du Congo Paysage de Tshuapa-Lomami-Lualaba;
- les informations sur la Stratégie de Conservation de Bonobo 2012–2022 rédigée par UICN & ICCN (2012), ainsi que
- les résultats des inventaires réalisés par le projet TL2 (Tshuapa-Lualaba-Lomami) sur les mammifères et les grands singes.

Certaines questions du guide de l'interview telles que « Vous arrive-t-il d'apercevoir le bonobo durant vos activités dans la réserve ? » « Où et quand l'aviez-vous vu pour la première fois ? » « Où et quand l'aviez-vous vu pour la dernière fois ? » « Pourriez-vous vous rappeler le nombre de fois que vous l'avez vu par mois et par trimestre ? » ont permis de décider si à un endroit donné la présence de l'espèce était élevée, moyenne, faible ou nulle.

Concernant les cartes, les données vectorielles et celles rasters ont concourues à leur réalisation. Les points GPS étaient prélevés sur terrain. Grâce à la revue de la littérature et en collaboration avec la

coordination provinciale de l'environnement, le projet a obtenu des informations sur les inventaires fauniques dans la RNSA. Le logiciel QGIS 2.18 a servi au traitement des données.

En partenariat avec l'IGN France et par le truchement de la Division des Inventaires et Aménagements forestier (DIAF) du Ministère de l'Environnement et Développement Durable (MEDD), le projet a accédé aux données en accès libre constituées d'images satellitaires à résolution adaptée aux objectifs de l'étude. Plusieurs types d'images satellites ont été utilisés pour détecter et différencier les formations végétales et autres occupations du sol. Ainsi le projet a exploité trois types d'images : SPOT, Sentinel 2 et Landsat.

2.1. Données SPOT

Nous nous sommes servi d'images SPOT 4 et SPOT 5 acquises autour de l'année 2010 (entre 2008 et 2012); des images SPOT 5/6 et 7 acquises autour de l'année 2015 (entre 2013 et 2016). Les images étaient livrées en projection UTM sur WGS 84, au format JPEG 2000 (compression sans perte) pour les SPOT 6/7 et GeoTiFF pour les SPOT 4/5 (Figure 1).



Figure 1 : Couverture de la Réserve Naturelle de Sankuru par les scènes d'images SPOT acquises autour de l'année 2015

2.2. Données Sentinel 2

Deux lots d'images satellites ont été étudiés; le premier, constitué d'images Sentinel 2, récupérées auprès de l'OFAC (Observatoire des Forêts d'Afrique Centrale), en collaboration avec l'IGN France, était composé de scènes prises en 2016 et 2017. Pour couvrir la zone sous étude, les dalles ci-après étaient nécessaires : T34MGB, TMGC, 34MHB, 34MHC, 35MKT, 35MKU et T35MKS. Cependant, il a été constaté que les dalles 34MHB et 35MKS n'étaient pas disponibles.

Pour pallier à l'insuffisance de ce lot qui en plus, fournissait certaines scènes embrouillées par des nuages (cas de T34MGC et 35MKT), des efforts supplémentaires ont permis à la coordination du projet AGRNSA (Appui à la Gestion de la Réserve Naturelle de Sankuru) de télécharger directement d'autres scènes sur le lien <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> ; Mission: Sentinel-2 ; Satellite Platform : S2A_* ; Product Type :S2MSI1C.

2.3. Données Landsat

D'autres images, notamment celles de Landsat 8 ont été également téléchargées en suivant le lien <http://earthexplorer.usgs.gov/>.

Une analyse du changement de la couverture forestière était réalisée en suivant plusieurs étapes allant de prétraitement à la validation sur terrain en passant par la classification. Pour améliorer la lisibilité des images et leur affichage correct à l'interface QGIS, il était utile de transformer les systèmes de référence pour avoir une base de données uniforme. Ainsi, elles ont été converties en référentiel géographique WGS 84 et rattachées à l'ellipsoïde 84 zone 35 S.

L'image unique obtenue était ensuite découpée suivant les limites de la réserve; ce qui a permis de réduire le temps de réalisation de certaines opérations dans QGIS. Grâce à la connaissance du terrain, cinq (5) classes d'occupation du sol ont été identifiées suivant la classification proposée par Terra Congo (2015) pour l'identification des formations forestières et non forestière associées (forêt dense humide, forêt secondaire, savane, mosaïque champs-villages et le sol nu). Cela a permis de cibler avec précision des zones d'entraînement. La signature spectrale de ces zones a permis d'identifier de façon automatique les 5 classes sur toute l'étendue de l'image à l'aide de l'extension Semi-Automatic Classification Plugin (Congelo, 2016).

Malgré la multiplicité de types d'images obtenues, le choix de la méthodologie et la sélection de types d'images étaient dictés par :

- le niveau de traitement des images,
- le nombre de scènes nécessaires pour couvrir la zone et
- la facilité avec laquelle les utilisateurs les moins expérimentés (apprenants) pouvaient les manipuler en tant que débutants en SIG pour la gestion de l'environnement.

La contrainte majeure est le climat au-dessus de la RNSA, avec ses 10 mois de saison pluvieuse, le ciel est toujours nuageux. Il nous a été difficile de réunir l'ensemble des scènes d'images sans que certaines d'entre elles ne posent un problème sérieux de couverture nuageuse. Par exemple, la dalle 35MKS de l'image Sentinel 2 a toujours des nuages présents à n'importe quelle période de l'année. Une situation qui nécessitait des traitements particuliers pour corriger.

Afin de contourner cette difficulté, les images Sentinel 2 téléchargées pour la période 2018 et Landsat 8 téléchargées durant la même période ont été utilisées car, il fallait 7 scènes Sentinel 2 pour couvrir la RNSA et seulement 4 scènes pour Landsat 8 contre 20 pour les images SPOT. Les scènes étant moins nombreuses, les opérations s'exécutaient rapidement et le temps de travail était réduit. Au regard de leur clarté, les images SPOT nous ont été très utiles dans le processus de vérification avant la descente sur terrain pour la validation.

3. RESULTATS

L'étude a constitué une base de données diversifiées en type d'images (SPOT 4, 5, 6 et 7 ; Sentinel 2 et Landsat 8) couvrant la RNSA et pouvant être exploitées sous plusieurs facettes pour l'étude et l'analyse des phénomènes environnementaux dans n'importe quel coin de la réserve.

3.1. Carte de localisation de cités et villages

Les résultats montrent que la réserve a connu une forte implantation de villages en son sein. Une situation très préoccupante en rapport avec la gestion de cette dernière (Figure 2). Deux grandes rivières serpentent à moitié l'intérieur de la réserve : Tshuapa allant du Nord-Ouest de la réserve vers le Sud-Est, et Lomela. Il y a également des eaux temporaires. Par rapport aux routes à l'intérieur de la réserve, elles sont en majorité des pistes et sentiers (Photos 1).

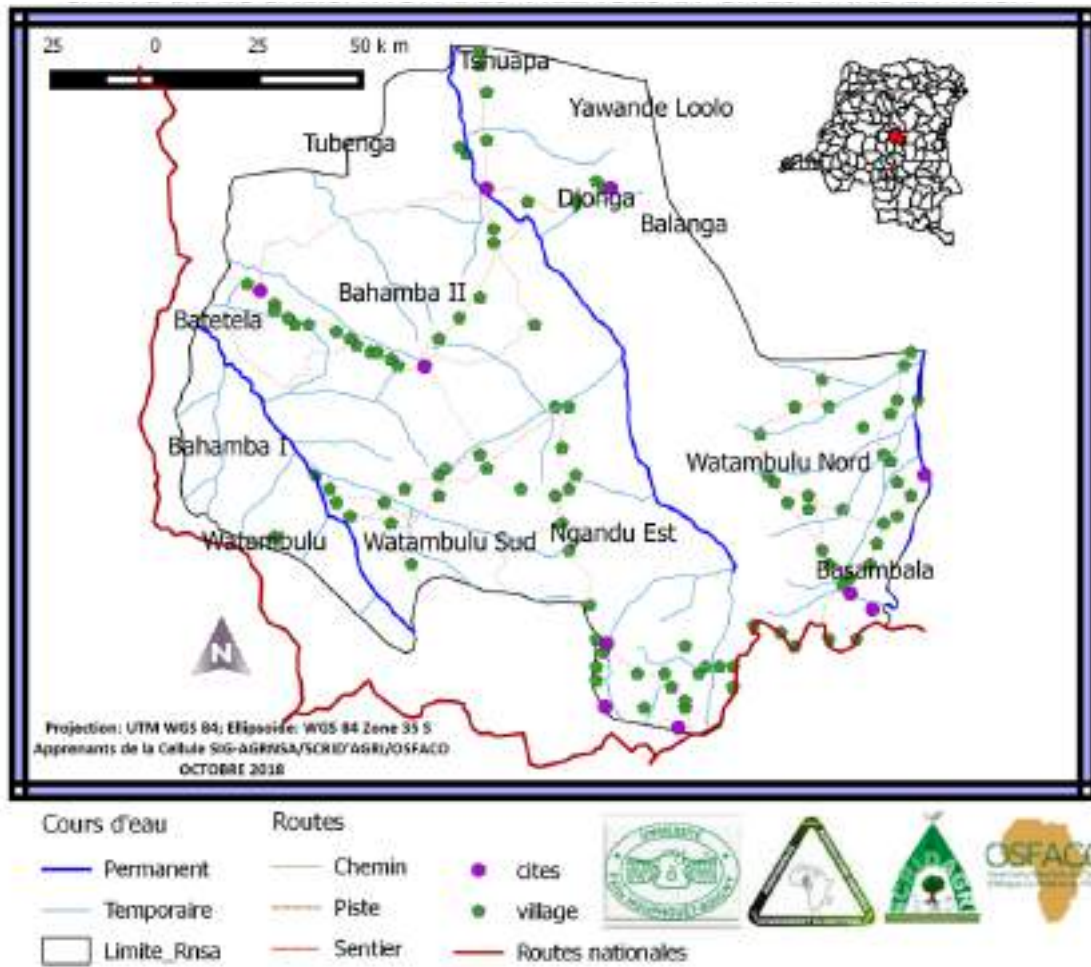


Figure 2 : Localisation de cités et villages dans la Réserve Naturelle de Sankuru



Photos 1 : Pistes et sentiers au sein de la Réserve Naturelle de Sankuru

3.2. Carte de distribution de *Pan paniscus* et autres espèces phares

La réalisation de cette carte (Figure 3) a tenu compte des conditions adéquates susceptibles de contenir les espèces phares, spécialement le bonobo. Parmi ces conditions, il y a l'état du couvert forestier (intact, dégradé et très dégradé), la proximité avec les empiétements d'origine humaine (implantation d'un village, champs de cultures, piste).

Les résultats sur la carte montrent, en ce qui concerne le bonobo, qu'une présence élevée est signalée dans le secteur de Djonga au Nord-Ouest de la RNSA, cette présence est nulle aux alentours des villages situés au Sud de la rivière Tshuapa et reste toutefois faible à une distance raisonnable par rapport à ces habitations. Les éléphants ne sont signalés que dans le secteur de Bakela, à la limite Ouest de la réserve. Quant à l'okapi, il a été signalé aussi à Djonga. Les secteurs de Watambulu Sud et de Ngandu Est hébergeaient dans le passé des nids de Bonobo et plusieurs pistes de mammifères parmi lesquels se retrouve l'éléphant.

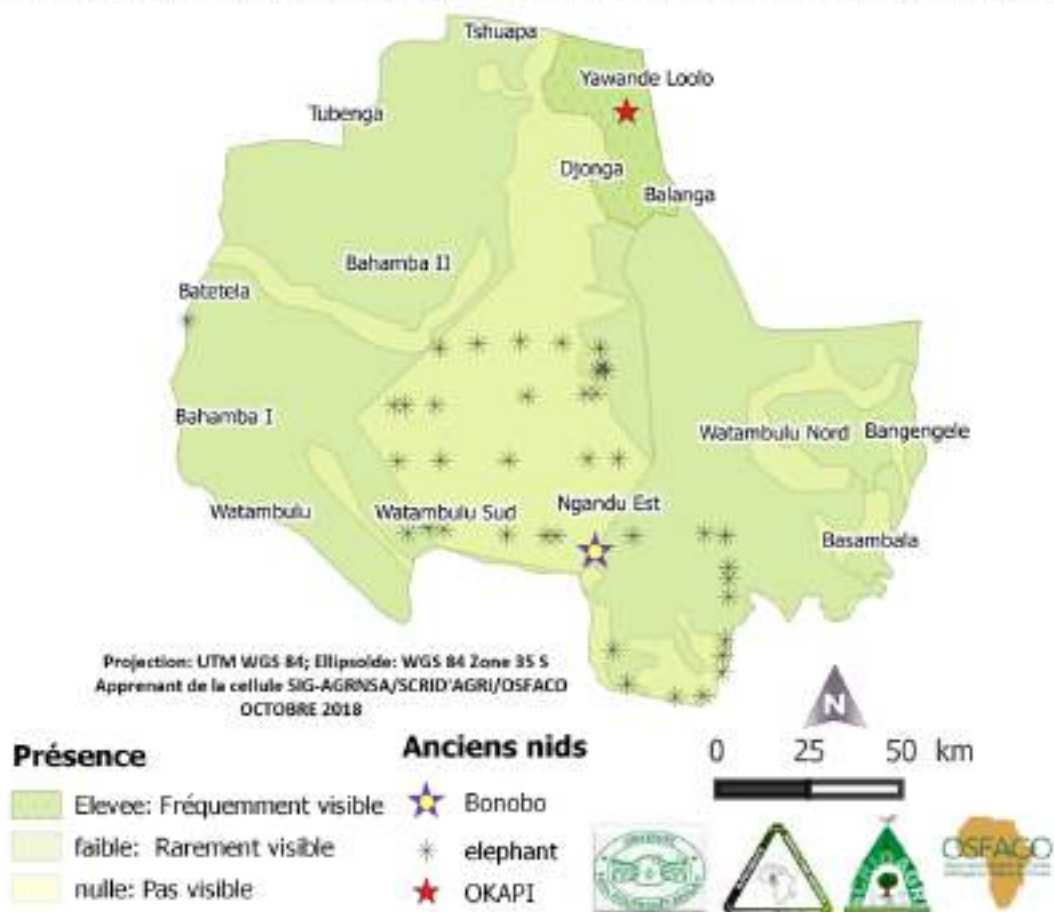


Figure 3 : Distribution des espèces phares de la Réserve naturelle de Sankuru

3.3. Carte d'occupation du sol et changement du couvert forestier

La végétation de la RNSA reste dominée par la forêt dense humide, qui à ces jours représente 54% de la superficie totale de la réserve et suivi de la forêt secondaire avec près de 26% (Figure 4).

Il ressort de l'analyse du tableau de la figure 5 que :

- La réserve naturelle de Sankuru a un couvert forestier d'environ 80,5% et 19,5% d'occupation non forestière. La forêt dense humide régresse en superficie à un rythme de 0,67%/an par rapport à sa superficie de 2008 ;
- la mosaïque champs-village présente un taux élevé de 1,15%/an d'augmentation par rapport à sa superficie de 2008 ;
- La savane augmente chaque année de 0,62% et
- Le sol nu augmente de 1,1 %/an.

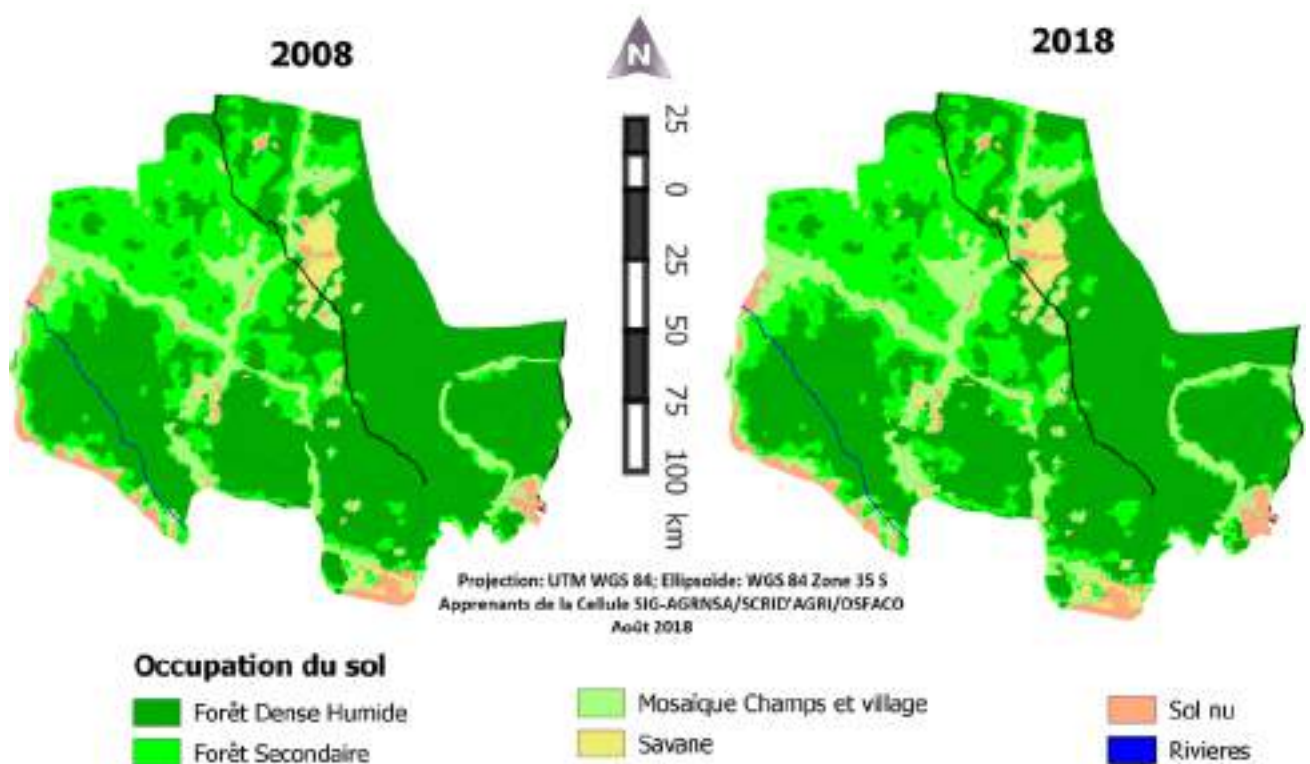


Figure 4 : Occupation du sol et changement du couvert forestier dans la Réserve Naturelle de Sankuru

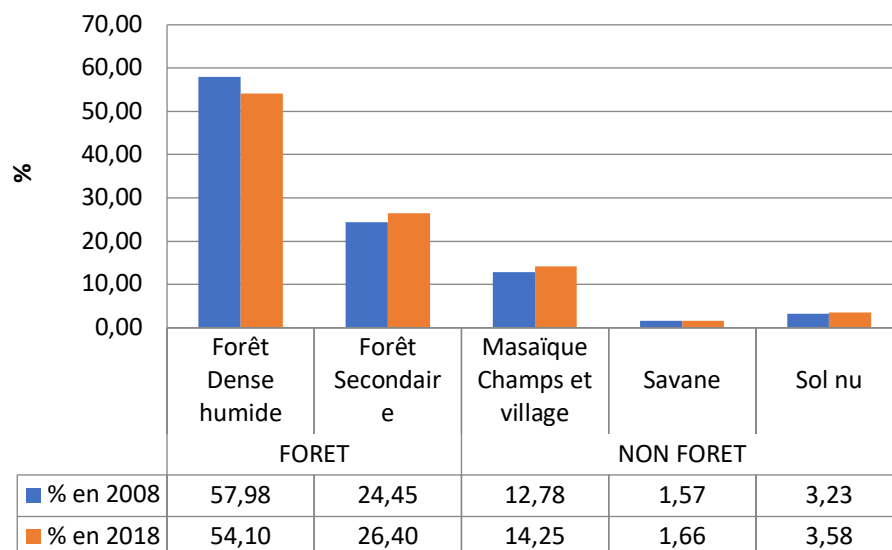


Figure 5 : Proportion d'occupation du sol par type de végétation

De tous les types d'occupation du sol en progression, la mosaïque champs-villages présente un taux élevé de 1,15%, suivi du sol nu. La savane augmente chaque année de 0,62%. La végétation de la RNSA reste dominée par la forêt dense humide, qui à ce jour représente 54% de la superficie totale de la réserve et suivie de la forêt secondaire avec près de 26% (Photos 2).



Photos 2 : Ouverture des champs dans la Réserve Naturelle de Sankuru

3.4. Cause de dégradation et déforestation dans la RNSA

La principale cause de dégradation forestière dans la RNSA est l'agriculture itinérante sur brulis (Photos 3), principalement pour la culture de manioc et de riz qui est l'aliment de base de la population de Lomela et aussi de presque toute la province de Sankuru. La présence des villages au sein de la réserve en est le moteur.

Les enquêtes révèlent que 66,6% de la population autour et à l'intérieur de la RNSA pratiquent l'agriculture sur brulis comme principale activité; 26,6% pratiquent à la fois l'agriculture et la chasse. 100% des enquêtés affirment posséder des champs dans la forêt de Sankuru et 13,33 % de ces enquêtés reconnaissent avoir placé leurs champs au sein de la Réserve. 60% des chasseurs pénètrent fréquemment la forêt pour trouver du gibier et 6,6% disent chasser souvent en-dehors de la forêt.

Signalons que la plupart des enquêtés ne connaissent pas les limites de la RNSA. Parmi les principales sources d'énergie utilisées, le bois de feu est utilisé dans tous les ménages c'est-à-dire 100% des ménages enquêtés. 46% d'entre eux, recourent à la fois au bois de feu et au charbon de bois. 80% de la population vivant aux alentours de la RNSA trouvent leur bois de feu à l'intérieur de la forêt en général parmi laquelle 6,6% reconnaissent avoir souvent pénétré la réserve pour récolter le bois. 88% de la population dit ne pas être au courant de l'existence d'une quelconque mesure à respecter vis-à-vis de la forêt dans leur milieu. 73,33% ont répondu par « non » et disent ne pas savoir non seulement là où la RNSA se localise mais ignore aussi son existence.



Photos 3 : Brulis au sein de la Réserve Naturelle de Sankuru

4. DISCUSSION

4.1. Occupation du sol et changement du couvert forestier

Conformément à la définition d'une aire protégée selon Dudley (2008), la présence élevée de villages au sein de la RNSA confirme les propos de Balemba et Mulavwa (2007) cité par Liengola *et al* (2009), selon lesquels une seule enquête de terrain était réalisée avant la création de la RNSA; par conséquent on en savait peu sur la faune ou les activités humaines existant dans la réserve. Ce manque d'études approfondies sur le milieu avant la création de la réserve a fragilisé sa gestion étant donné que la population locale n'a pas été suffisamment informée et préparée pour une gestion participative.

D'après le cinquième rapport national sur la mise en œuvre de la Conservation sur la Diversité Biologique (MECNT, 2014), l'augmentation démographique influence le niveau de déforestation et de dégradation des forêts de façon importante. Elle est concentrée dans des zones déjà densément peuplées (le long des villages ou des axes de communication), augmentant la demande en alimentation et en énergie dans des zones déjà dégradées. Cette même situation s'observe au sein de la RNSA; la dégradation forestière se localise le long des pistes ou sentiers et tout autour des villages situés au centre et au Sud de la réserve alors que la désignation des espaces forestiers en aires protégées, basée sur les caractéristiques spécifiques de leurs écosystèmes, est reconnue comme une solution permettant de lutter efficacement contre la déforestation et de conserver la biodiversité à travers le monde (UICN, 1994; Dudley, 2008 ; Coad *et al.*, 2009; Triplet, 2009; Tia et Dago, 2015).

En suivant scrupuleusement les limites de la réserve telles que décrites dans l'arrêté portant sa création, les résultats de la carte donne une superficie d'environ 23 194 km². Cette superficie est largement inférieure à celle de 30 570 km² qui est reprise dans l'arrêté ministériel. Cependant, elle est très proche de celle de 23 161 km² que l'IUCN & ICCN (2012) présente pour la RNSA et également proche de 23 156 fournis par Doumenge *et al.* (2015).

4.2. Distribution de *Pan paniscus* et autres espèces phares dans la RNSA

Ces résultats confirment la prédiction de l'IUCN & ICCN (2012) selon laquelle des zones non prospectées autres que les blocs où des inventaires des bonobos ont été effectués entre 2003 et 2010, présenteraient des conditions adéquates pour les bonobos. De plus, cette étude estimait également que la concentration des activités de recherche et de conservation dans ces blocs seulement peut introduire un biais qui surévalue l'importance des populations par rapport à d'autres zones moins intensivement prospectées. De ce fait, il est tout à fait logique de croire aux témoignages des villageois et chasseurs qui, lors des interviews affirmaient avoir vu les bonobos dans un milieu où logiquement ils ne devraient pas s'y retrouver.

Ces témoignages ont été renforcés par des preuves matérielles telles que les os frais de bonobo, la présence discrète de la viande fumée sur le marché, bien que les vendeuses fussent réservées pour

désigner le lieu de provenance. En effet, elles étaient bien informées du risque et amendes infligées aux chasseurs ou autres personnes en possession d'une espèce protégée.

Aussi, étant donnée la forte présence humaine dans la réserve, l'on peut s'imaginer que les bonobos, animaux intelligents, se seraient adaptés aux conditions du milieu. Par conséquent, ils n'auraient pas définitivement abandonné leur milieu dégradé, opérant ainsi des intrusions sporadiques derrière des cages où certains chasseurs affirment les apercevoir et, dans le pire de cas, attestent les avoir abattus.

Un autre scénario est que les bonobos se sont déplacés vers des endroits qui réunissent des conditions idéales, telles que décrit par Hickey *et al.* (2012), précisément à des endroits où il n'y a qu'une faible activité humaine.

Concernant les données d'inventaires des bonobos archivées dans la base de données A.P.E.S., aucun chiffre n'est avancé concernant la classe d'abondance. Ces données signalent seulement que le bonobo est présent. Cependant, d'après Hart *et al.* (2009) cité par Liengola *et al.* (2009), au sein de la Réserve Naturelle de Sankuru, les inventaires ont mis en évidence la présence de bonobos dans seulement 17% de la réserve, dans les territoires de Lomela et Katak-Kombe dans la province de Sankuru. Ces inventaires couvraient un peu plus de la moitié de la superficie de la réserve naturelle de Sankuru, à l'ouest de la rivière Tshuapa.

Si les tendances actuelles ne sont pas renversées par des mesures de sauvegarde environnementale appropriées, petit à petit, la forêt de la RNSA se transformera aussi en un vaste champ de riz comme c'est le cas dans la zone de Tshintumuanza, dans le bassin de la Lubi. Là, la galerie forestière de Mabaya n'existe plus ; elle a complètement disparu pour laisser la place aux champs de maïs et de manioc (Kambi *et al.*, 2015).

4.3. Cause de dégradation et déforestation dans la RNSA

Dans la plupart des cas, des intrusions dans les aires protégées ont lieu à partir des populations périphériques pour des prélèvements illégaux des produits biologiques de ces forêts (Tia et Dago, 2015). Dans la RNSA, la situation est tout à fait exceptionnelle, car une forte population vit à l'intérieur de l'aire protégée : environ 80 villages; ce qui aggrave la situation. La grande partie de ces villageois pratique l'agriculture itinérante sur brulis et prélève directement le bois-énergie en son sein. La recherche de bois de chauffe est également classée parmi les causes majeures d'infiltration dans les parcs (Oura, 2012). D'autres aires protégées à travers le monde, à l'instar du parc de la Gatineau, aux portes d'Ottawa (Canada), sont également soumis aux problèmes d'imprécision de leurs limites et aux menaces liées à la forte croissance urbaine (Lahaye, 2012).

5. CONCLUSION

Grâce à la cartographie de la distribution de Bonobo et à l'établissement de la carte d'occupation du sol dans la RNSA, une forte présence de *Pan paniscus* est signalée à Yosa à l'ouest de la réserve, dans le secteur de Djonga au-dessus de la rivière Tshapua. Cette étude a donné un aperçu de ce qu'est la Réserve Naturelle de Sankuru, une aire protégée de plus de dix ans qui, depuis sa création, ne connaît véritablement aucune activité de conservation.

La population locale et le peuple autochtone ne considèrent pas la Réserve Naturelle de Sankuru comme étant une aire protégée. L'engagement en matière de la conservation dans ce coin profond de la RD. Congo reste très faible. L'ignorance ainsi que le mépris de la loi au Nord de Sankuru devraient inciter l'ICCN, organe technique du Ministère de l'Environnement, à entreprendre une série d'échanges avec les autorités coutumières de Lomela et de Katakokombe pour aboutir à une gestion participative de la RNSA, car la situation actuelle ne permet pas aux chercheurs et aux autorités politico-administrative de donner une estimation réaliste de la population de Bonobo encore présente au sein de la RNSA.

Vu que la méthodologie de l'élaboration de la liste rouge de l'UICN s'appuie sur une série de critères précis pour évaluer le risque d'extinction de chaque espèce ou sous-espèce (UICN, 2011), nous estimons que lorsque UICN déclare une espèce comme étant en danger, chaque individu de cette espèce mérite d'être protégé où qu'il se trouve et quelle que soit son abondance. Ainsi, en dépit du contexte difficile de la région, nous plaçons pour qu'ICCN et UICN accordent une attention particulière à chaque individu de Bonobo vivant au sein de la RNSA précisément à Djonga, où l'état primaire de sa forêt, pourrait être pour cette espèce menacée, son derrière rempart au sein de la RNSA.

Liste des références

Coad, Lauren, Burgess, Neil D., Loucks, Colby, Fish, Lucy, Scharlemann, Jörn P. W., Duarte, Lisa et Besançon C. (2009). The ecological representativeness of the global protected areas estate in 2009: Progress towards the CBD 2010 target. UNEP-WCMC, WWF, Sand ECI, University of Oxford [En ligne]. <http://www.unep-wcmc.org>

Congelo L. (2016). Semi-automatic Classification Plugin Documentation. DIO : <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>

De Wasseige C., Devers D., De Marcken P., Eba'a A. R., Nasi R., et Mayaux P. (2008). The forest of the Congo Basin: State of the Forest. 441p.

Doumenge C., Palla F., Scholte P., Hiol H. F. & Larzillière A. (2015). Aires protégées d'Afrique centrale – État 2015. OFAC, Kinshasa, République Démocratique du Congo et Yaoundé, Cameroun. 256 p.

- Dudley, Nigel (2008). Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. Gland, Union Internationale pour la Conservation de la Nature.
- Hart, T. (2009). A Disaster Averted? The Bushmeat Crisis in Maniema Province. A Summary Report on a Project to Control and Monitor the Commercial Bushmeat Chain Supplying the City of Kindu. Rapport non publié, Lukuru Wildlife Research Foundation/Tshuapa-Lomami-Lualaba Project, Kinshasa.
- Kambi D., Nyembo K., Muanza k., (2015). Evaluation de la déforestation dans les bassins de la Lubi et de Sankuru. Rapport COGERNA/OFAC, Abidjan.
- Lahaye, Nathalie (2012). L'écotourisme pour gérer la biodiversité aux portes des capitales nationales ? Les cas du massif forestier de Fontaine bleue (France) et du parc de la Gatineau (Canada). Dans Louise Bruno et Emmanuel Lézy (dir.) Biodiversités – Les aires protégées urbaines, des laboratoires grandeur nature. Paris, Éditions Le Manuscrit. 83, 89 pp.
- Liengola I., Vosper A., Maisels F., Bonyenge A., & Nkumu P. (2009). Conserving Bonobos in the Last Unexplored Forest of the Democratic Republic of Congo—the Tshuapa-Lomami-Lualaba Landscape. Rapport non publié, Wildlife Conservation Society, New York.
- MECNT (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme) (2014). Cinquième rapport national sur la mise en œuvre de la Conservation sur la Diversité Biologique
- MECNT (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme) (2007). Arrêté ministériel n° 045/CAB/MIN/ECN-EF/03/PDB/07 du 06 novembre 2007 portant création de la Réserve Naturelle du Sankuru « RNSA ».
- Mulavwa, N. M., Naky P., Ndunda N. M., Nkumu P., Omasombo V., Reinartz G. E., Rose R., Sakamaki T., Strindberg S., Takemoto H., Vosper A. & Köhl, H. (2012). A spatially-explicit rangewide model of suitable conditions for the bonobo (*Pan paniscus*) for conservation planning, Dans: Hickey, J.R. (2012). Modeling bonobo (*Pan paniscus*) occurrence in relation to bushmeat hunting, slash-and-burn agriculture, and timber harvest: Harmonizing bonobo conservation with sustainable development. PhD thesis, University of Georgia, Athens, GA, 50–81 pp.
- Nyembo K., Muanza K., Lejoly J., (2014). Evolution du stock de carbone dans la forêt semi-caducifoliée de la réserve de Yoko (UBUNDU, R.D. Congo), Revue MADOSE N°020, Pg. 59-69
- Oura, Raphaël K. (2012). Extension urbaine et protection naturelle : la difficile expérience d'Abidjan. Vertigo – La revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 12, N° 2 [En ligne]. <http://vertigo.revues.org/12966>
- Tera Congo (2015). Protocole méthodologique de l'évaluation du couvert forestier national de référence en République Démocratique du Congo. Document de travail ; Direction des Inventaires et

Aménagement Forestiers (DIAF) Ministère d'Environnement Conservation de Nature et Tourisme MECNT.

Tia L. et Dago D.R., (2015). Morcellement d'une aire protégée en agglomération urbaine : le cas du parc national du Banco (Côte d'Ivoire) ; L'Afrique : environnement, développement, sociétés Vol. 59, N° 168

Triplet P. (2009). Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone. Awely, Paris.

UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) & ICCN (Institut Congolais pour la Conservation de la Nature) (2012). Bonobo (*Pan paniscus*): Stratégie de Conservation 2012–2022. Gland, Suisse: Groupe de spécialistes des primates de la CSE/UICN & Institut Congolais pour la Conservation de la Nature. 68 p.

UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) (1994). Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. CPNAP avec l'assistance du WCMC, Gland et Cambridge (Royaume-Uni), UICN.

UICN France (2011). Guide pratique pour la réalisation de listes rouges régionales des espèces menacées - Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration. Paris, France.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent principalement à l'Agence Française de Développement (AFD) à travers le programme Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO), et également l'Institut pour la Recherche et le Développement (IRD), à l'Université Officielle de Mbuji-Mayi (UOM), à la Synergie des Compétences pour la Réussite Intégrale de l'Agriculture (SCRID'AGRI), à l'université Félix Houphouët Boigny (UFHB) et à Conservation Action Recherche Net (CARN) qui ont soutenu cette recherche tant financièrement que techniquement.

Évolution du couvert végétal du Parc National Mbam et Djerem et sa périphérie entre 2000-2018

FOTSO Roger ⁽¹⁾, FOSSO Bernard ⁽¹⁾, MBENDA Grâce Nicole ^(1,*)

⁽¹⁾ WCS Cameroun

^(*) Auteur correspondant : MBENDA Grâce Nicole, gmbenda@wcs.org

Résumé

Le Parc National du Mbam et Djerem est situé entre 5°30' et 6°13' de latitude Nord, et 12°13' et 13°10' de longitude Est dans la zone de transition forêt-savane du Cameroun avec une superficie de 416512 hectares. Il possède un potentiel floristique et faunique très particulier.

L'analyse de la dynamique du couvert végétal indique un taux de progression global d'environ 4,90 % et un taux de régression d'environ 0,25 % des formations végétales à l'intérieur du parc entre 2000 et 2018. De façon plus spécifique, en 18 ans, la forêt dense semble avoir pris le pas sur la forêt claire et la savane avec une augmentation de 91230 ha, soit un taux d'évolution de 54,95 % tant dis que les espaces de forêt claire et de savane ont diminué respectivement de l'ordre de -69643,5 ha et -21494 ha, soit des taux de l'ordre de -57,75 % et -15,19 %. Par contre à la périphérie du parc, on constate l'effet inverse avec une diminution de la forêt dense de -86141 ha soit un taux de régression de 15 %, et de la savane avec -27219 ha soit un taux de régression de -4,69 %.

Les principaux moteurs de ce dynamisme observé sont l'élevage transhumant, l'extension des agro-industries et des exploitations agricoles familiales, l'exploitation illégale du bois d'œuvre et la collecte des Produits Forestiers Non-Ligneux.

Mots clés : Couvert végétal, dynamique spatio-temporelle, Télédétection, Mbam et Djerem, périphérie.

1. INTRODUCTION

Identifié depuis les années 1970 comme zone d'intérêt écologique pour faire partie du réseau national des aires protégées du Cameroun, c'est par décret N° 2000/005/PM du 06 Janvier 2000 que le Parc National du Mbam et Djerem (PNMD) fut créé en des compensations des dégâts causés aux écosystèmes de savane et de forêt par l'oléoduc Tchad-Cameroun. Situé entre 5°30' et 6°13' de latitude Nord, et 12°13' et 13°10' de longitude Est dans la zone de transition forêt-savane, le PNMD couvre une superficie de 416512 ha. Il est le parc national le plus vaste du Cameroun. De par la diversité de ses habitats constitués d'un enchevêtrement de forêts tropicales semi décidues, de galeries forestières, de savanes arborées et arbustives et d'un important réseau hydrographique, le PNMD constitue un écosystème favorable au développement exceptionnel de la flore et de la faune. Les travaux de recherche effectués par WCS dans la région font état de la présence de plus de 60 espèces de mammifères dont une douzaine de primates diurnes, nombreuses espèces emblématiques tels que l'éléphant, l'hippopotame, le chimpanzé, 400 espèces d'oiseaux, et 65 espèces de reptiles.

Situé à l'intersection des régions de l'Adamaoua, du Centre et de l'Est, cet écosystème particulier originellement peuplé par les Vutés, Gbaya et Peulhs, connaît aujourd'hui dans sa périphérie d'importants flux migratoires des populations en provenance d'autres régions du Cameroun et des pays voisins ainsi qu'un foisonnement d'activités et d'acteurs économiques. Évaluée à plus de 50 000 personnes regroupées dans près de 75 villages (MINFOF, 2008), la population riveraine du PNMD mène de nombreuses activités ayant des impacts négatifs la biodiversité de la région.

Malgré d'importants résultats réalisés par WCS depuis près d'une quinzaine d'années d'intervention, le PNMD continue de faire face à de nombreuses pressions et menaces dont les plus importantes sont le braconnage, la dégradation et la déforestation des habitats du fait de l'exploitation légale et illégale du bois, du pacage du bétail, du développement de l'agriculture itinérante sur brûlis, des feux de brousse non contrôlés, du développement de nombreux projets structurants à sa périphérie. Ces projets concernent les infrastructures routières et la construction des barrages et des industries agroindustrielles qui en l'absence d'un plan d'affectation et d'utilisation des terres ont des conséquences sur les habitats, la biodiversité et la survie à long terme des populations locales.

Dans le souci d'apprécier l'impact de ces pressions et menaces, il s'est avéré nécessaire de faire recours à la télédétection, outil permettant de disposer des informations précises sur l'évolution spatio-temporelle des écosystèmes naturels en vue de la surveillance des forêts.

C'est dans le souci de mieux connaître et d'assurer la préservation de cet important écosystème qu'est le PNMD et sa périphérie, que la Wildlife Conservation Society (WCS) a développé et exécuté avec le soutien financier du projet OSFACO, le projet de recherche intitulé : « Dynamique spatio-temporelle du couvert végétal du Parc National de Mbam et Djerem (PNMD) et sa périphérie ».

Cette étude avait pour objectifs de :

- Identifier les changements du couvert forestier du Parc National du Mbam et Djerem et sa périphérie pour la période 2000-2018 ;
- Proposer des orientations au développement participatif d'un plan d'affectation des terres de la périphérie du PNMD ;
- Proposer un système de suivi des formations végétales du PNMD et sa périphérie par télédétection
- Équiper les services de la conservation du PNMD pour renforcer les capacités de son personnel en télédétection.

2. DONNEES ET METHODES

2.1. Analyse de l'évolution du couvert forestier du PNMD et sa périphérie

La cartographie de la dynamique spatiale du couvert forestier, a été faite à l'aide des images Landsat. Le capteur Landsat qui fournit une large gamme de données historiques, libre d'accès, est de fait très utile pour les analyses diachroniques. L'une de ses limites est liée à sa résolution spatiale qui est de 30 m. Nous avons travaillé sur des images issues du capteur Landsat 7 ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) pour les années 2000 -2005-2010 et Landsat 8 OLI (*Operational Land Imager*) pour les années 2015-2018. Ces images ont été acquises des scènes 198/56 & 199/56 des mois de décembre et février ceci dans le but de garder une cohérence dans la réponse spectrale des différents couverts végétaux et maximiser en termes de rendu visible et une évaluation aisée des superficies.

Les DEM (*Digital Elevation Model*) du capteur ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*), ont été utilisés afin d'y extraire le réseau hydrographique de la zone.

Le traitement d'image s'est fait avec le logiciel libre QGIS 3.2 et a consisté en trois grandes phases : le prétraitement, la classification et la post classification. La phase de prétraitement a permis de faire des corrections radiométriques et l'élimination des rayures que présentaient certaines images. Pour ce cas précisément, une image partiellement nuageuse a été utilisée pour essayer de faire correspondre à chaque fois la zone de rayures à son équivalent sur l'image nuageuse.

Le prétraitement a été suivi de la détermination des classes d'occupation du sol par une approche de cartographie participative, affinée par des lectures exploratoires et la signature spectrale des objets sur les images. Cinq principales classes ont alors été identifiées : Forêt dense, Forêt galerie/claire, Savane, Sol nu / habitat ; Jachère et Culture. Cela a permis de passer à l'étape de classification proprement dite. L'algorithme de Maximum de vraisemblance a été utilisé pour la classification supervisée.

La phase de post traitement ou évaluation qui a suivie a consisté en la comparaison visuelle de la classification avec des compositions colorées, la soustraction d'image et la combinaison des néo canaux,

la détermination et le levé des points de contrôle sur le terrain à partir de transects placés à différents secteurs du parc et sa périphérie dans l'optique d'affiner la classification.

La comparaison des mutations spatiales et de description du comportement spectral de la couverture végétale s'est faite par la méthode de calcul des néo-canaux NDVI (*Normalised Difference Vegetation Index*).

La précision globale de la classification des différentes années a été testée en calculant le coefficient de Kappa qui est le rapport du nombre total de pixels correctement identifiés et sélectionnés, sur le nombre total de pixels mal identifiés divisé par le total des pixels bien identifiés.

La validation des résultats s'est faite d'une part par l'évaluation du test de séparabilité des classes d'occupation du sol selon la méthode adaptée de Richards (1986 ; *In* Ndouguep, 2013) et d'autre part par une ultime descente de terrain au niveau des hots spots de changement et des entretiens avec les personnes ressources intervenant dans la zone d'étude. Les missions de terrain ont permis de lever et de prendre les caractéristiques des points de vérité identifiés.

Les classifications ont été ensuite vectorisées et affinées afin d'améliorer le rendu visuel des cartes produites à base des classifications d'images des années 2000-2018. Le logiciel de cartographie QGIS 3.2 a été utilisé à cet effet.

2.2. Inventaire de la faune et de la flore

La méthode de transects a été utilisée pour les inventaires de la faune et de la flore. Le choix des sites s'est fait sur la base des cartes de changement avec la localisation des hots spots de changements.

Les inventaires réalisés dans les zones de gain et de perte (Hots spots de changements) du couvert végétal avaient pour finalité l'évaluation de la densité floristique et faunique. Les arbres ont été inventoriés le long d'un transect de 2500 m de long sur une bande de 4m de large. Un ruban de couleur orange a été utilisé pour marquer le début et la fin de chaque transect, tous les arbres supérieurs ou égaux à 10 cm de diamètre ont été marqués à la hauteur de poitrine (1,30 mètre) avec une peinture de couleur rouge. Ainsi, les transects préconçus ont été numérotés de 1 à 12 donc T1, T2, T3, T4, T5 et T6 (dans le PNMD) et T7, T8, T9, T10, T11 et T12 (à la périphérie du PNMD).

La collecte de données sur les transects s'est faite suivant les principes d'échantillonnage par distance selon la méthode de Buckland *et al.* (2001).

Concernant l'inventaire floristique, les indices de diversité ont été calculés à savoir :

a) 2.2.1. Indice de régularité de Pielou

L'indice de régularité de Pielou, appelé aussi équitabilité, traduit la qualité d'organisation d'une communauté (Pielou, 1966) ; il varie de 0 à 1. Il vaut 0 quand une seule espèce est présente et 1 quand toutes les espèces ont la même abondance.

L'indice de régularité de Pielou se calcul selon la formule suivante :

b)
$$\frac{H}{R} = \frac{H}{\log_2(S)}$$

Plus l'équitabilité est forte, plus l'indice est faible (Warwick et al., 2002).

c) 2.2.2. Indice de diversité de Shannon et Weaver

d) Pour quantifier simultanément la richesse taxonomique et la répartition des taxons d'une communauté, on utilise fréquemment des indices de diversité dont l'indice de Shannon et Weaver (1963) fait partie des trois principaux à savoir : celui de Simpson et celui de Gleason.

e) L'indice de diversité de Shannon se calcule selon la formule suivante :

f)
$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2(p_i)$$

g)

h) Où S est le nombre d'espèces et p_i la fréquence relative de la n ième espèce.

i) Généralement et quel que soit le groupe taxonomique, l'indice de Shannon-Weaver est compris entre moins de 1 et 4,5, rarement plus.

2.3. Collecte des données socioéconomiques

La collecte des données socio-économiques, et l'identification des moteurs de la déforestation s'est faite par le biais des enquêtes et d'interviews sur le terrain. Ces enquêtes ont été menées entre janvier et Mars 2018 dans 11 villages à savoir : Doume, Gongotoua, Meidjamba, Pangar, Makoury, Demboya, Mbakaou, Tête d'éléphant, Mbitom Gare, Galbize et Megang situés en périphérie du PNMD. Un total de 178 ménages a été interviewé dans ces villages en prenant en compte les différentes catégories socio professionnelles (activités principales). Outre les populations villageoises, certaines personnes ressources ont été enquêtées, parmi lesquelles les représentants des ONG locales, les autorités traditionnelles, les représentants des communautés étrangères vivant dans les villages, les services déconcentrés de l'administration, les représentants des projets infrastructurels.

2.4. Renforcement des capacités du personnel du service de la conservation du PNMD

Le renforcement des capacités du personnel du service de la conservation en matière de monitoring du couvert forestier s'est fait en deux phases à savoir une phase théorique sur la base d'un tutoriel élaboré pour la circonstance, et une phase pratique sur le terrain. La cible visée par le renforcement des capacités était constituée des Ecogardes, du chef de poste forestier, du personnel WCS/PNMD et des étudiants stagiaires.

3. RESULTATS

3.1. Dynamique spatiotemporelle du couvert forestier du PNMD et sa périphérie entre 2000-2018

Les résultats de l'évolution des différents types d'occupation du sol du PNMD et sa périphérie sont présentés dans le tableau 1. De 2000 à 2018, la dynamique du couvert végétal du PNMD et sa périphérie est marquée par un taux de progression global d'environ 4,90 % et un taux de régression d'environ 0,25 % des formations végétales (Figure 1).

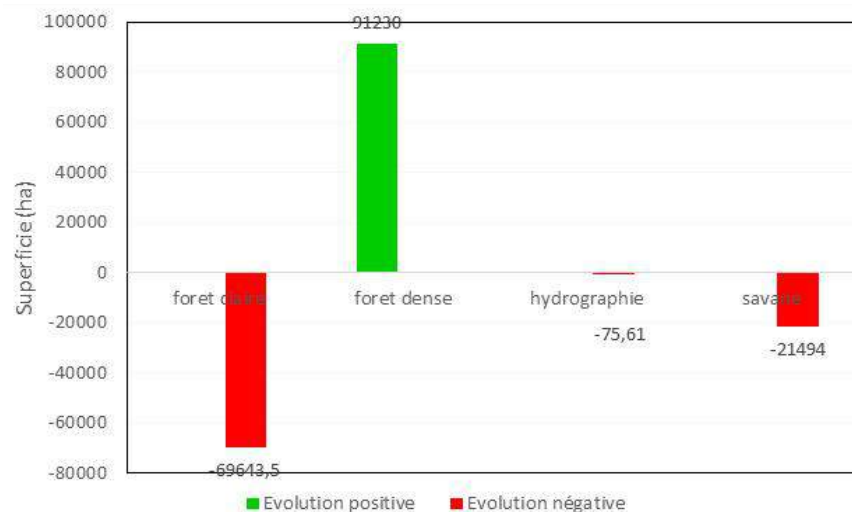
Le PNMD connaît entre 2000 et 2018, une perte d'environ 57,75 % de sa forêt claire et 15,19% de sa savane, un accroissement d'environ 54,95% de la forêt dense soit un taux de croissance annuel de la forêt de l'ordre de 3,05%. De façon plus spécifique, en 18 ans à l'intérieur du parc, la forêt dense a pris le pas sur la forêt claire et la savane avec une augmentation de 91230 ha (Graphe 1).

L'analyse révèle que la pression sur les forêts y est plus importante à la périphérie qu'à l'intérieur du PNMD. En dix-huit ans les superficies occupées par la forêt dense ont diminué de près de 86 141 ha (soit 15%) et la savane d'environ 27 219 ha (soit 4,69 %) (Graphe 2) équivalent à des taux annuels de régression respectifs de 0,83% pour la forêt dense et 0,26% pour la savane.

De manière générale, les résultats montrent que les formations végétales du parc et sa périphérie connaissent : la progression, la régression mais aussi la stagnation (Figure 2).

Tableau 1 : Évolution des différents types d'occupation du sol : PNMD et sa périphérie

Occupation du sol	Périphérie				PNMD			
	Superficie en 2000 (ha)	Superficie en 2018 (ha)	Changements	% de changement	Superficie en 2000 (ha)	Superficie en 2018 (ha)	Changements	% de changement
Bâti	1211,84	3763,29	2551,44	210	-	-	-	-
Savane	580118	552899	-27219	-4,69	141441	119947	-21494	-15,19
Forêt claire	66462,29	177262	110799	166	120586	50942,5	-69643,5	-57,75
Forêt dense	573489	487348	-86141	-15	166007	257237	91230	54,95
Hydrographie	1386,10	1375,08	-11,02	-0,79	1599,60	1523,98	-75,61	-4,72



Graphe 1: Dynamique global du couvert forêt dans le PNMD



Graphe 2: Dynamique du couvert forestier en périphérie du PNMD

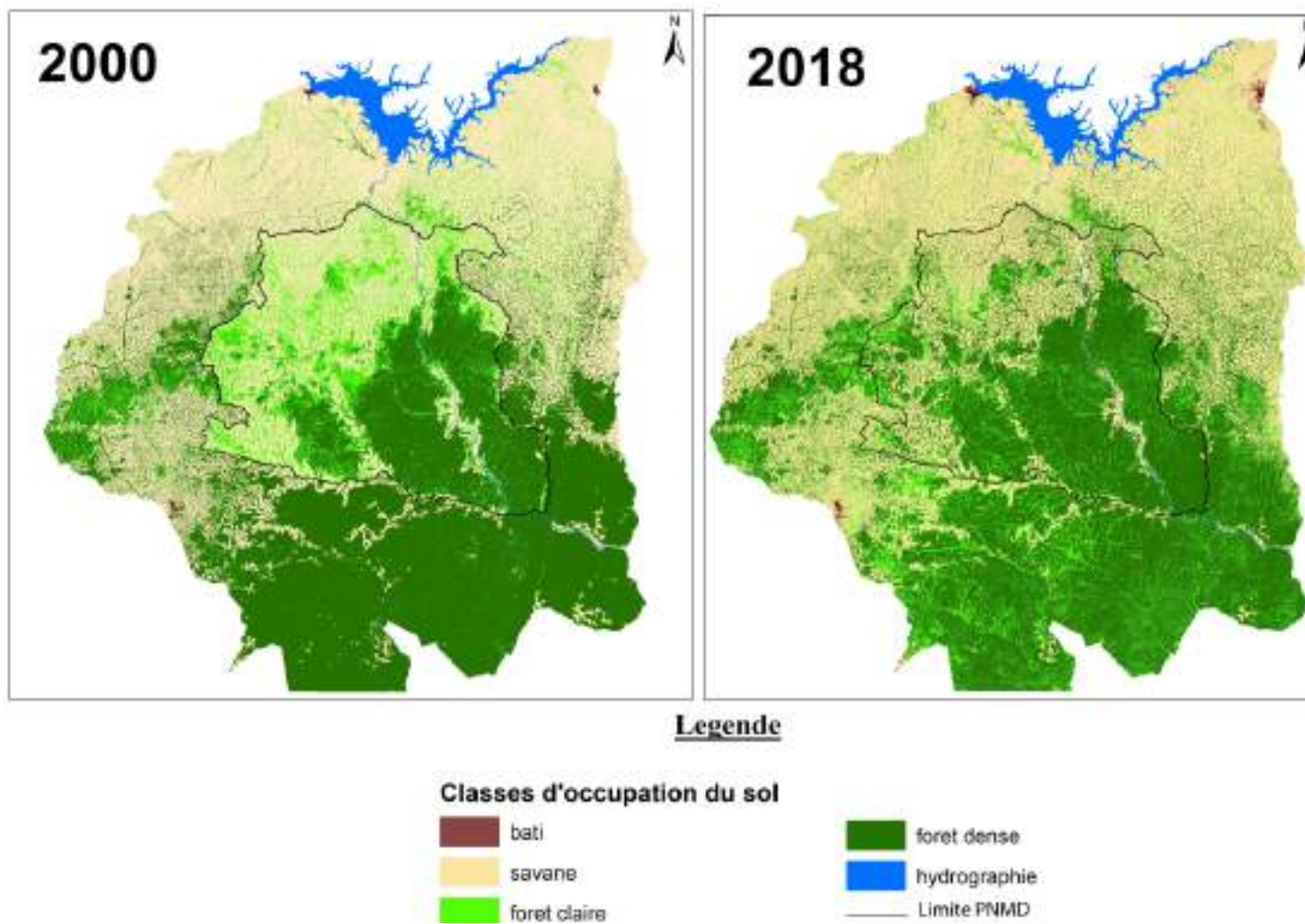


Figure 1 : Évolution du couvert végétal du PNMD et sa périphérie 2000-2018

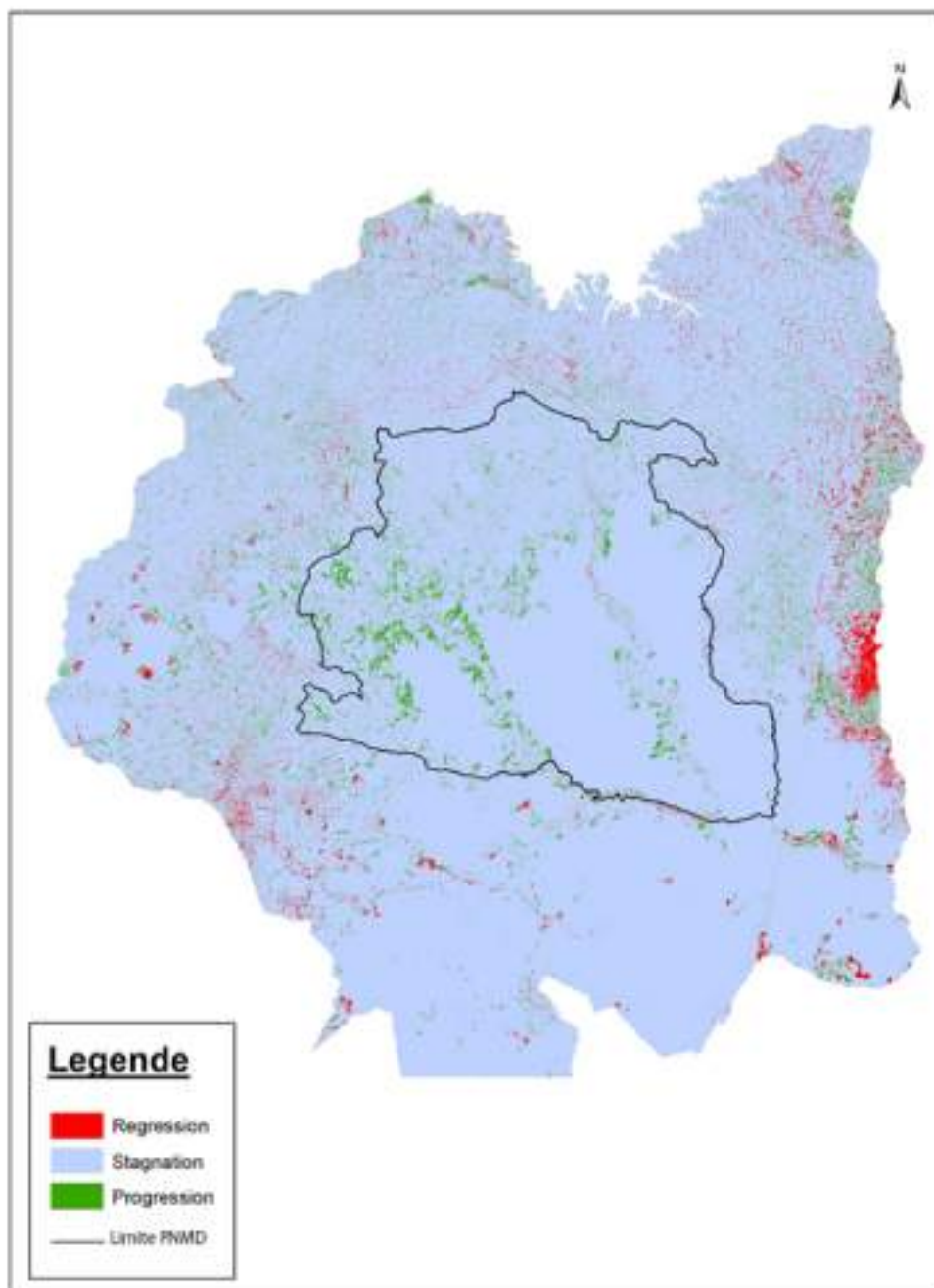


Figure 2: Carte des changements dans l'occupation du sol du PNMD et sa périphérie période de 2000-2018

3.2. Moteurs de déforestation et de dégradation du couvert végétal du PNMD et sa périphérie, proposition d'un plan d'affectation des terres

Le statut d'écotone du PNMD et sa zone périphérique lui confère plus de la moitié des zones agro écologiques identifiées en raison de la diversité de ses habitats constitués de forêt dense semi décidue, de galeries forestières, de savanes arborées et arbustives. Au terme des enquêtes et vérifications de

terrain, les principaux moteurs de déforestation et de dégradation du couvert forestier en périphérie et dans le PNMD ont été identifiés (Tableau 2). Il s'agit notamment de l'agriculture, l'élevage transhumant, les infrastructures routières, l'exploitation illégale du bois d'œuvre/énergie, et la collecte des PFNL.

Tableau 2 : Importance des causes directes des moteurs de déforestation et de dégradation des forêts par zones agro écologiques

Causes	Zone de forêt humide à pluviométrie bimodale	Zone de forêt humide à pluviométrie monodale	Zone des Hauts Plateaux	Zone des hautes savanes guinéennes	Zone Soudano-Sahélienne
Agroindustrie	++	+++		+	+
Agriculture vivrière	++	++	+++	+	+
Culture de rente	+++	+++	+	+	+
Elevage			++	+++	++
Exploitation forestière	+++	++	+		
Bois Energie	+	++	+	++	+++
Infrastructures	++	++	+	+	+
Mines	+++	+		+	+

+ à +++ : du moins important au plus important

A l'intérieur du PNMD, les principaux moteurs de déforestation et de dégradation identifiés sont la collecte des PFNL et l'exploitation du bois énergie/œuvre (Tableau 3). La collecte des PFNL constitue un facteur non négligeable de dégradation des forêts. Les principaux acteurs sont les populations vivant autour du Parc. En effet, près de 46,6% des personnes enquêtées déclarent pratiquer cette activité. Les principaux produits collectés sont entre autres les feuilles de marantacées qui servent le plus souvent au conditionnement des mets locaux, le djansang, l'igname sauvage, le fruit et le vin du rônier, le xylopie (*Xylopie aethiopica*) (Photo 1). En effet, les populations n'hésitent pas à abattre régulièrement ces arbres, pour récolter ses fruits/vin qui sont utilisés pour la consommation locale, mais aussi et surtout pour la commercialisation.



PHOTO 1: ABATTAGE DES ARBRES POUR LA RECOLTE DES FRUITS DU XYLOPIA DANS LE PNMD

Tableau 3 : Moteurs de déforestation et dégradation dans le PNMD

Causes	Forêt dense	Forêt claire	Savane
Agriculture itinérante			+
Élevage transhumant			++
Pêche	+	+	+
Chasse	+	++	+
Collecte de PFNL	++	++	+
Exploitation du Bois énergie	++	++	++

+ à ++ : Impact faible à impact élevé

Tableau 4 : Moteurs de déforestation et de dégradation en périphérie du PNMD

Causes	Forêt dense	Forêt claire	Savane
Agriculture	++	+++	+++
Elevage transhumant		+	+++
Pêche	+	+	+
Chasse	+	+	+
Collecte de PFNL	+++	+++	+++
Exploitation du Bois énergie/œuvre	+++	+++	+++
Infrastructures routières	+++	+++	+++

+ à +++ : Impact faible à impact très élevé

L'élevage transhumant est tout une autre forme d'utilisation des terres autour du PNMD. Cette activité constitue une menace dans la partie Nord du PNMD avec de plus en plus des zones d'incursion du bétail à la recherche de pâturage et d'eau. C'est un élevage de type extensif « libre » basé sur

l'exploitation presque exclusive du pâturage naturel, des déplacements journaliers sur des distances parfois très longues. Les éleveurs sont dans la plupart des cas auteurs des feux de brousse non contrôlés qui dévastent d'énormes superficies (Photo 2).



Photo 2: Élevage transhumant au Nord du PNMD

Avec une population estimée à plus de 50 000 habitants regroupés dans 75 villages à la périphérie immédiate du PNMD (Akong, 2014), l'empreinte écologique laissée par cette population est plus accentuée que dans le parc. En périphérie du PNMD, l'un des principaux moteurs de déforestation et de dégradation des terres est l'agriculture (Photo 3). Elle est l'une des principales formes d'utilisation des terres identifiée car 69,7% des personnes enquêtées la pratique. Les feux, le défrichage, les herbicides et le labour sont les principales techniques de préparation des sols avant les semis ; 47% des personnes enquêtées défrichent et labourent le sol avant de semer, 43% déclarent utiliser les feux de brousse et seulement 10% affirment utiliser les herbicides. Les superficies moyennes des parcelles agricoles cultivées varient majoritairement entre 1 et 2 ha



Photo 3: Plantation agricole nouvellement créée en périphérie Est du PNMD

Au regard de toutes ces pressions que subie les ressources du PNMD, le plan d'affectation des terres proposé dans le cadre de cette étude constitue une approche par vocation prioritaire de l'espace et par spécialisation d'activités qui prend en compte les avis et les intérêts des différents acteurs (Figure 3). Ainsi les affectations proposées concernent principalement les zones délimitées pour l'agriculture, l'élevage et une zone agroindustrielle mais aussi celles définies par le plan du zonage du Cameroun méridional de 1995. Cet aspect du zonage est semblable à celui proposé par Dessuh, (2017) qui dans le cadre d'une étude la contribution à l'élaboration d'un plan de gestion durable des espaces forestiers et sylvopastoraux dans le cadre du projet REDD+ communal de Yoko, a permis de circonscrire une zone pour les activités agrosylvopastorales. Dans le même aspect, Owona (2007) a proposé de circonscrire une zone agroforestière destinée à la pratique de diverses activités à l'instar de l'agriculture. Ces différentes propositions de zonage ont principalement pour objectif dans cette étude, de favoriser la gestion durable des ressources naturelles en général et des terres en particulier. Le plan d'affectation des terres proposé tient aussi compte des affectations définies par le plan de zonage du Cameroun méridional de 1995 (Figure 3).

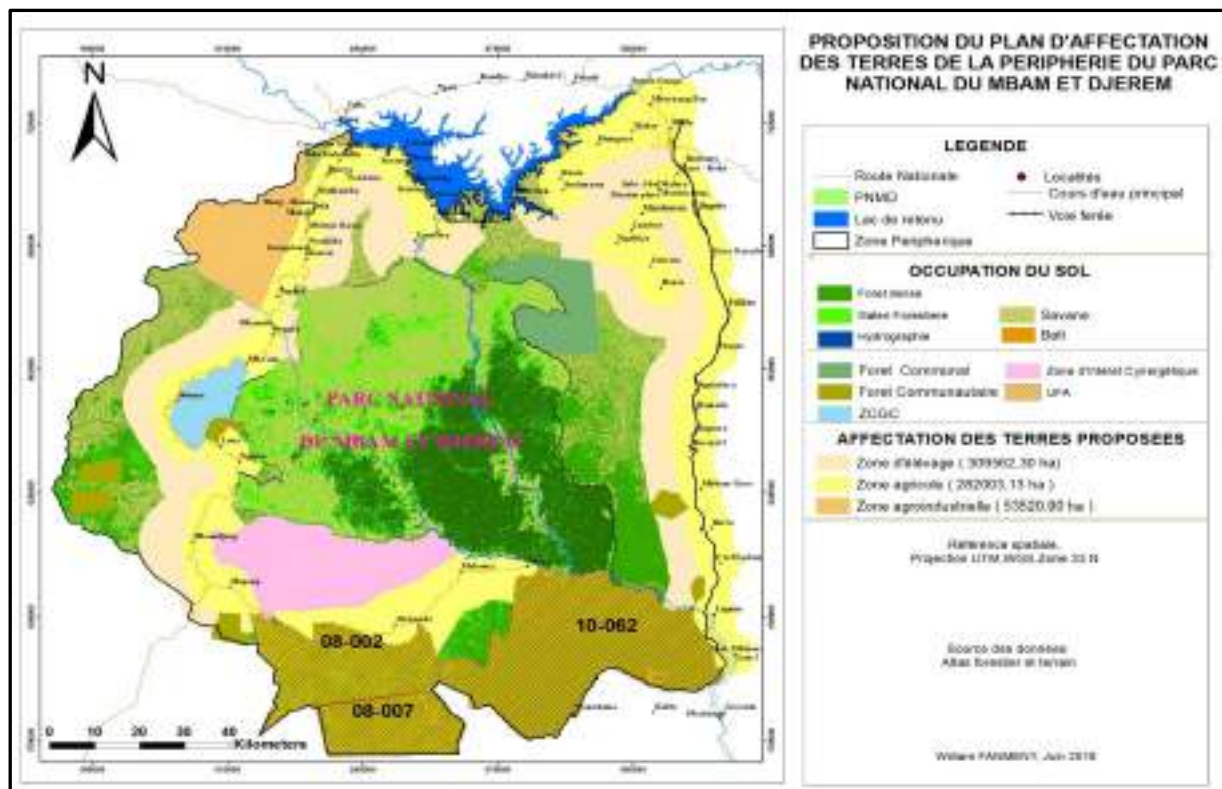


Figure 3 : Carte de la proposition du plan d'affectation des terres de la périphérie du PNMD

Il s'agit notamment des forêts domaniales savoir les UFA, les ZIC, ZIC_GC, réparties autour du parc. Ces affectations sont semblables à celles proposées par Aniko *et al.* (2011) dans une étude portant sur

l'affectation des terres et dynamique structurale des formations végétales au sein du parc national otikeran, une réserve de chasse communautaire. Ces études mettent l'accent entre autres sur la gestion durable des ressources naturelles du parc mais aussi ont pour but de favoriser le développement harmonieux des communautés riveraines.

3.3. Système de suivi des formations végétales du PNMD et sa périphérie par télédétection

La télédétection a permis de déterminer les hot spots de changement au sein du parc et de sa zone périphérique sur lesquels des parcelles permanentes ont été délimitées devant faciliter le suivi des formations végétales.

Le suivi des formations végétales s'effectuera tous les deux ans par le biais d'une analyse diachronique à partir des données de télédétection associés aux informations issues des descentes de terrain selon le schéma du système programme de suivi opérationnel du couvert forestier du PNMD et sa zone périphérique (Figure 4).

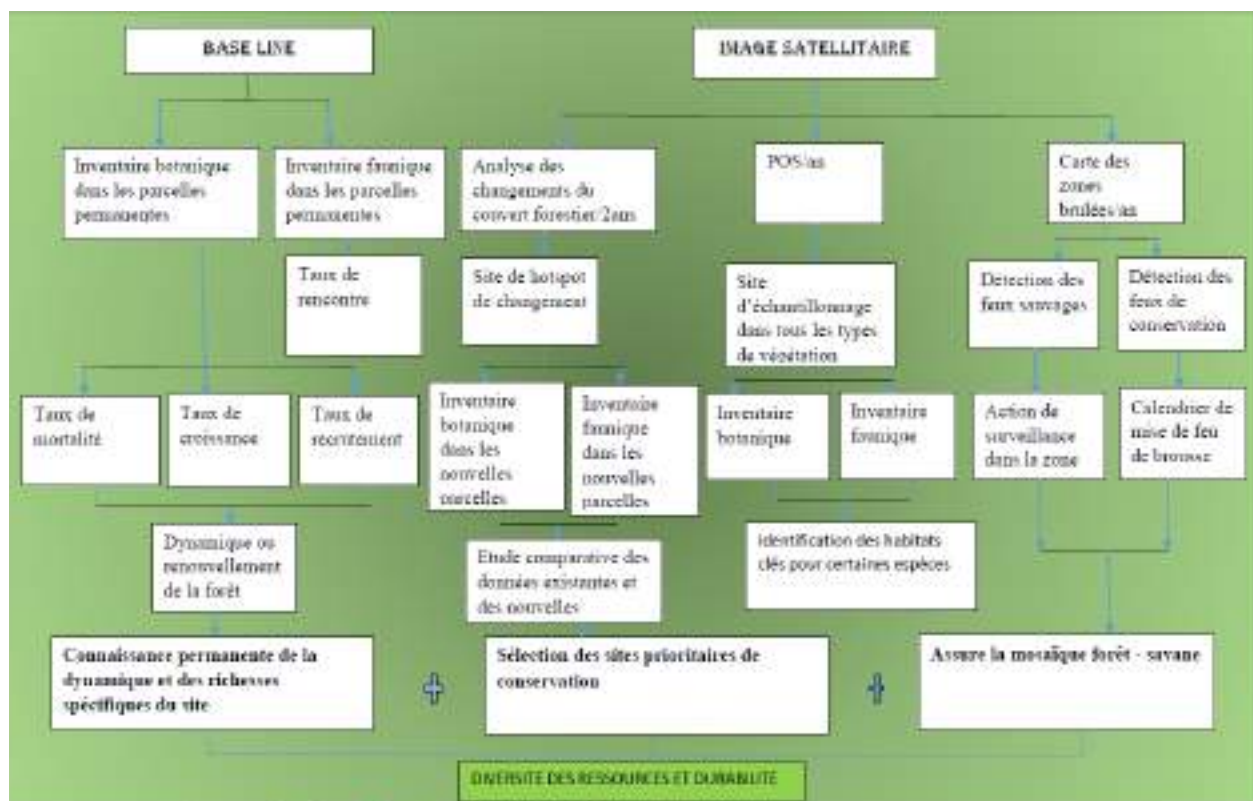


Figure 4 : Système de suivi opérationnel du couvert forestier du PNMD et sa zone périphérique

4. CONCLUSION

L'analyse des principaux résultats au terme de ce projet de recherche, met en exergue l'évolution du couvert végétal du PNMD entre 2000 et 2018, l'identification des moteurs et des causes sous-jacentes de la déforestation et de la dégradation des forêts dans cette zone et la proposition du plan d'affectation des terres. Ces résultats ont fourni des éléments à prendre en compte dans le cadre de la révision du plan d'aménagement du PNMD.

Il ressort qu'en l'espace de 18 ans il y a eu des changements du couvert végétal tant à l'intérieur du parc qu'à sa périphérie, marqués par un taux de progression global d'environ 4,90 % et un taux de régression d'environ 0,25 % des formations végétales.

L'agriculture, l'élevage transhumant, la pêche, la chasse, la collecte de PFNL, l'exploitation du bois énergie/œuvre et les infrastructures routières apparaissent comme étant les moteurs de déforestation identifiés tant à l'intérieur du parc qu'à sa périphérie.

La proposition du plan d'affectation des terres en périphérie du PNMD proposé pourra être un atout dans le cadre de la révision du plan d'aménagement du parc.

Le système de suivi des formations végétales du parc et de sa périphérie proposée, permettra d'obtenir les informations en temps réel sur les différents changements observés et ainsi d'assurer la préservation de la biodiversité du parc.

Remerciements

La mise en œuvre du présent projet de recherche est le fruit d'un travail d'équipe. Pour ce faire nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à tous ceux qui ont contribué à sa réalisation à savoir :

L'Institut de Recherche pour le Développement du Cameroun, le ministère des Forêts et de la Faune, le Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Dr. Benoit Mertens, Chef de projet OSFACO, Robert Pismo, Point focal OSFACO Cameroun, M. FOPA Hensel, GIS et M. MOUNGA Abana, Conservateur du Parc National du Mbam et Djerem ;

Les stagiaires FANMENY DJOMO William, YEMELI JOU Laurence, MEGUIEM Jeannine ;

Tout le personnel de WCS ainsi que les écogardes en service au Parc National du Mbam et Djerem, notamment Mrs. AMBAHE Ruffin, DONKAM TEGUIA Éric, Harouna, ELOUNA Jean Marie, Papa secret, AMBASSA Edgard, NYEMGA Cyrille, Nicolas, Bello, Jacques, André et Passi ;

Tous ceux qui de près ou de loin ont contribué, d'une manière ou d'une autre, à la réalisation de ce projet de recherche.

Références

Akong, A. J., 2014. Contribution à la révision du Plan d'Aménagement (PA) du PNMD à travers une actualisation des données socio-économiques et culturelles afin de concilier la conservation de la biodiversité et le développement des populations locales ,63-66p.

Aniko. P.K., Kpérkouma.W., Komlan.B., Yao.W., Marra.W., Thierry.T., Koffi. , 2011.Changement d'affectation des terres et dynamique structurale des formations végétales au sein du parc national Oti-keran dans le contexte actuel des effets probable du changement climatique. 60p.

Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L., Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations, Oxford University Press, 2001, UK, 448 p.

Colette Bessat, 1996. La déforestation dans les zones de savane humide en Afrique centrale subsaharienne, in United Nations Research Institute for Social Development UNRISD, 54 p.

Dessuh K. J., 2017. Contribution à l'élaboration d'un plan de gestion durable des espaces forestiers et agrosylvopastoraux dans le cadre du projet REDD+ communal de Yoko. Mémoire de fin d'étude présenté en vue de l'obtention du diplôme de master professionnel en Aménagement et Gestion participative des ressources forestières, CRESA, Cameroun pp. 54-61

Ministère des Forêts et de la Faune (MINFOF), 2008. Plan d'aménagement du Parc National du Mbam et Djerem et de sa zone périphérique. Yaoundé, Cameroun, 145p.

Ndjouneup, 2013, Dynamique du couvert forestier de la partie Est de la réserve de Biosphère du Dja, Arrondissement de Lomié, Mémoire de Master, 123p.

Owona N. P. E., 2007.Télédétection et aménagement forestier, analyse de la structure de la végétation et de l'occupation du sol : cas de la réserve forestière de Mbalmayo, province du Centre, Cameroun., 48p.

Pielou E. C, 1966.*The measurement of diversity in different types of biological collections*, In *Journal of Theoretical Biology*, pp. 131-144.

Proposition de mesures pour l'état de préparation (R-PP) 2013, Cameroun, 197 p.

Shannon E.C., Weaver W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana, 117p.

Warwick R.M., Ashman C.M., Brown .R., Clarke K.R., Dowell B., Hart B., Lewis R.E.,

Shillabeer N., Somerfield P.J., Tapp J.F. (2002). Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. *Marine Ecology Progress Series*, 234: pp. 1-13.

Partie 4

Application de la télédétection à l'agriculture

Appui au Zonage agricole dans la Région administrative du Centre Cameroun

TCHINDJANG Mesmin ^(1,2,*), NGO MAKAK Rose ⁽²⁾, ISSAN Ismaël ⁽³⁾, SAHA Frédéric ^(1,2), VOUNDI Eric ^(1,2), MBEVO FENDOUNG Philippes ^(1,2), MANFO Donatien Arnaud ⁽¹⁾

(1) Université de Yaoundé I, Cameroun

(2) Global Mapping and Environmental Monitoring (GMEM), Yaoundé, Cameroun

(3) Institut Supérieur et Universitaire de la Côte, Douala, Cameroun

(*) Auteur correspondant : Tchindjang Mesmin, tchindjang.mesmin@gmail.com

Résumé

La Région administrative du Centre du Cameroun apparaît très urbanisée, du fait de sa position centrale et des institutions qu'elle abrite. Avec une population urbaine qui représente 53% de sa population totale, elle constitue avec la région administrative du Littoral les territoires les plus urbanisés du Cameroun. Cette urbanisation a provoqué une transformation de la forêt originelle en d'autres formes d'utilisation. Dans un tel contexte, l'urgence de procéder à un zonage précis des terres à partir de la ville de Yaoundé et dans les autres villes des départements et communes environnantes devient un impératif. L'objectif de cette recherche est de réaliser un zonage agricole expérimental dans cette région. Le zonage est la répartition d'un territoire en zones affectées chacune à un genre déterminé d'occupation des sols. Il prend en compte, outre les contraintes (érosion, dégradation de sols, zones déboisées, urbanisation, etc.) ; la perception des acteurs locaux, les unités biophysiques et agronomiques homogènes suivant les techniques de classification. La démarche méthodologique a consisté en l'acquisition et à la digitalisation des images de très hautes résolutions. Des images SPOT et Landsat ont été classifiées à l'aide du logiciel Erdas imagine®, avec comme algorithme le maximum de vraisemblance. Les données de statistiques agricoles ont été collectées et analysées en dépit des carences y relatives. Une analyse diachronique de la dynamique spatiale de la région entre 1956 et 2017 a été réalisée à partir des images Landsat. Il en est de même d'une carte de la dégradation de sols. Les résultats montrent que l'expansion urbaine autour de Yaoundé est remarquable, la dégradation de la forêt y est effective confortant l'hypothèse selon laquelle, l'urbanisation de Yaoundé et ses environs constitue le moteur essentiel de la déforestation. L'agriculture vivrière et de rente s'est intensifiée avec l'urbanisation, dans certains bassins : Awaé, Lékié et grand Mbam. Il est aujourd'hui impératif de procéder au zonage pour affecter à chaque activité un espace approprié afin d'optimiser la productivité. En outre, le zonage proposé permettra une meilleure gouvernance et gestion des terres. A la question du zonage se double celle de la planification urbaine et de son application.

Mots clés : Activités agricoles, dégradation du couvert forestier, Région du Centre, urbanisation, Yaoundé, zonage agricole.

Abstract

The Central Cameroon Administrative Region appears highly urbanized, because of its central position and the institutions it houses. Its urban population represents 53% of its total population, and it constitutes with the Littoral administrative region, the most urbanized territories of Cameroon. This urbanization has provoked a transformation of the original forest into other forms of land use. In such a context, the urgency of proceeding to a precise zoning of the lands, starting from the city of Yaounde, and also in the other cities of the divisions and surrounding councils, becomes necessary. The objective of this research is to carry out an experimental agricultural zoning in this region. Zoning is the distribution of a territory into zones each of which is assigned to a particular type of land use. It takes into account, besides the constraints (erosion, soil degradation, deforested areas, urbanization, etc.); perception of local actors, homogeneous biophysical and agronomic units according to classification techniques. The methodological approach consisted in the acquisition and digitization of images of very high resolutions. SPOT and Landsat images were classified using the Erdas imagine® software, with the maximum likelihood algorithm. Agricultural statistics data were collected and analyzed despite the shortcomings. A diachronic analysis of the spatial dynamics of the region between 1956 and 2017 was made from Landsat images. The same is true of a map of soil degradation. The results show that the urban expansion around Yaoundé is remarkable, the degradation of the forest is effective, supporting

the hypothesis according to which, the urbanization of Yaoundé and its surroundings constitutes the essential engine of the deforestation. Food and cash crops have intensified with urbanization, in some basins: Awaé, Lékié and grand Mbam. It is now imperative to proceed with zoning to assign each activity an appropriate space to optimize productivity. In addition, the proposed zoning will allow for better governance and land management. The question of zoning is coupled with that of urban planning and its application.

Keywords : Agricultural activities, agricultural zoning, Central Region, forest cover degradation, urbanization, Yaoundé.

1. INTRODUCTION.

L'agriculture dans son acception large désigne l'« ensemble des travaux utilisant et transformant le milieu naturel pour la production des végétaux et des animaux utiles à l'homme » (Le Roux et al, 2012 ; Bella, 2009). Si dans l'Antiquité, l'activité agricole se pratiquait de façon rudimentaire, l'évolution technologique de l'humanité au fil des siècles a permis des innovations appréciables. Grâce aux intrants industriels et autres procédés biotechnologiques, l'agriculture constitue de nos jours un secteur d'activité qui s'est profondément modernisé au cours des cinquante dernières années (Le Roux et al, 2012), particulièrement en substituant des intrants industriels aux services écologiques fournis par la biodiversité. Au plan socioéconomique, l'agriculture subvient aux besoins primaires et essentiels de l'homme, notamment l'alimentation (Le Roux et al, 2012). En outre, elle représente une activité génératrice de revenus issus de l'exploitation des terres, de l'agroforesterie, de l'élevage ou des pêches, etc. À ce titre et économiquement parlant, elle contribue au PIB et au PNB à travers la main d'œuvre et la transformation industrielle des produits agricoles.

L'agriculture figure en bonne place au centre des préoccupations et des enjeux du développement durable en Afrique et dans le monde. En Afrique et dans le monde rural en particulier, l'agriculture joue un rôle crucial dans la réalisation des objectifs de développement durable (ODD), car elle vise à promouvoir la croissance et à atténuer ou réduire la pauvreté (FAO, 2001 ; Christiaensen et Martin, 2018). Elle procure des moyens de subsistance à 80 % de la population africaine, en plus de créer des emplois pour environ 60 % de la population économiquement active et pour environ 70 % des plus pauvres sur le continent (FAO, 2001). Toutefois, l'agriculture africaine en général et celle camerounaise en particulier connaissent une évolution contrastée. La croissance stimulée par l'agriculture en Afrique est deux fois plus efficace dans la réduction de la pauvreté et dans l'amélioration de la sécurité alimentaire que la croissance issue d'autres secteurs. L'agriculture représente 66 % de l'emploi total en Afrique subsaharienne (à l'exception de l'Afrique du Sud). Ce taux est extrêmement élevé par rapport à d'autres régions en développement comme l'Amérique centrale (21 %) et l'Asie de l'Est (54 %), et plus globalement au plan mondial (41 %) (Gollin, 2010 et Odusola 2017). En Chine, la croissance basée sur l'agriculture est 3,5 fois plus efficace dans la réduction de la pauvreté contre 2,7 fois en Amérique latine (Banque Mondiale, 2008a).

La contribution du secteur agricole à l'ensemble des activités économiques s'élève à 17,5 % en Afrique subsaharienne, qui occupe la deuxième place à cet égard derrière l'Asie du Sud (17,6 %), devant l'Amérique latine et les Caraïbes (5,3 %) et les pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (1,6 %) (Odusola, 2017). Le PIB agricole par agriculteur, au cours des deux dernières décennies, a enregistré une croissance de 2 % en Asie et de près de 3 % en Amérique latine, contre moins de 1 % en Afrique (FAO, 2016) où pourtant il y a plus d'actifs agricoles.

En outre, le lien entre le changement climatique et l'utilisation des terres souligne l'importance de l'agriculture, sa vulnérabilité et son potentiel. Les émissions émanant de la dégradation des terres et des feux de végétation contribuent au changement climatique. Les activités agricoles s'avèrent d'une grande vulnérabilité dans le contexte de l'économie moderne des pays du tiers monde, notamment à cause du changement climatique. C'est d'ailleurs l'une des raisons pour lesquelles l'initiative d'adaptation de l'agriculture africaine (AAA, 2016) a été lancée à la COP 22 à Marrakech au Maroc. La protection du territoire et des activités agricoles désigne l'ensemble des actions, lois et règlements visant à assurer la pérennité de l'agriculture en :

- évitant la perte de terres arables, notamment dans le cas de l'urbanisation ;
- luttant contre la fragilisation du territoire et des activités agricoles, notamment due à une cohabitation avec des activités non compatibles ;
- valorisant la production agricole durable et locale.

Dès lors, les effets du changement climatique peuvent être atténués par la séquestration du carbone, l'utilisation durable des terres et la gestion viable des forêts. Compte tenu du rôle central de l'agriculture dans un si grand nombre de domaines cruciaux, les dirigeants politiques et la communauté internationale sont engagés à appuyer ce secteur. En 2003, les gouvernements africains ont signé la Déclaration de Maputo aux termes de laquelle ils s'engageaient à allouer au moins 10 % des budgets nationaux annuels à l'agriculture.

L'agriculture a pourtant accompagné et continue d'accompagner le développement économique des pays riches. Il en est de même des pays émergents comme le Brésil, l'Inde et la Chine. Cependant, en Afrique, on a l'impression qu'elle stagne et que le secteur agricole a du mal à décoller et assurer aux États les bases d'une croissance économique saine et durable, ainsi que la sécurité alimentaire pour leurs populations. La raison semble résider dans les politiques agricoles qui n'apportent pas les réponses appropriées. En effet, le recours insuffisant à l'analyse économique dans la formulation d'un argumentaire justifiant et orientant les décisions publiques dans le secteur agricole en Afrique fait de l'intervention de l'État dans le domaine agricole une action légitime. De plus l'absence des données statistiques régulièrement collectées et fiables, l'absence de zonage agricole, limitent le recours aux instruments d'analyse et d'aide à la décision. D'où la présente problématique de zonage au Cameroun.

Les fondements de l'agriculture camerounaise datent de l'époque coloniale. C'est sur cet héritage que le Cameroun accède à l'indépendance en 1960. Les vingt glorieuses ou l'apogée de l'agriculture correspondent aux deux premières décennies après les indépendances (1960-1980). La période suivante est marquée par la crise économique et le recours aux mesures d'ajustement structurel. La population a progressé au rythme moyen de 2,8% avec une progression plus rapide de la population urbaine que de la population rurale. Le développement de l'agriculture est donc tributaire d'une amélioration de la

productivité des facteurs de production à savoir : la terre, le travail et le capital. Cette évolution traduit une tendance normale d'une économie en développement. On estime à $\frac{1}{4}$ la proportion de terre utilisée.

L'agriculture est au cœur des préoccupations du gouvernement camerounais depuis l'indépendance en 1960. Car, la part de l'agriculture dans le PIB est restée supérieure à 20 % de 1965 à 1982 (Banque Mondiale, 2007 et 2008ab). De 1982 à 1985, cette part se situait autour de 30 %. Elle a périclité dès 1985 avec la découverte du pétrole. Jusqu'en 1985, pour suppléer à la faiblesse du secteur privé, l'Etat s'est fait le maître d'ouvrage et le maître d'œuvre des actions à mener pour atteindre les objectifs de développement arrêtés pour le secteur agricole dans les plans quinquennaux de développement successifs (Bella, 2009). Bien que le secteur agricole ait bénéficié du cinquième environ des investissements publics du pays à cette période, le succès des stratégies successives est resté mitigé. Ceci s'expliquerait par plusieurs facteurs dont :

- un processus de planification ne concernant en pratique que des technocrates et hommes politiques et excluant les producteurs ;
- l'affectation d'une part considérable des ressources allouées au secteur au maintien à flot de structures parapubliques pour l'essentiel peu performantes ;
- un interventionnisme fort et inefficace de l'Etat, notamment dans la commercialisation des produits de base ;
- des objectifs de développement ambitieux mais des choix stratégiques peu clairs pour y parvenir ;
- l'absence de statistiques agricoles ;
- la faiblesse des outils techniques utilisés (absence de base de données, d'images satellitaires et de SIG réalisées à cet effet ;
- l'absence de zonage.

Reste aussi la question de l'urbanisation qui constitue une force motrice voire une pression sur les ressources naturelles et agricoles. Elle soulève une problématique, celle de la planification urbaine s'additionnant à une périurbanisation incontrôlée. C'est d'ailleurs cette dernière qui constitue un front de pression sur les espaces naturels environnants. En s'intéressant au cas particulier de Yaoundé qui commande la région étudiée, l'expansion spatiale et la croissance démographique de cette ville révèle plus une conversion continue et une absorption des campagnes périphériques (Lékié, Mefou & Afamba, Mefou & Akono ; Nyong & So'o) plutôt qu'un développement urbain préalablement articulé.

Depuis 1994 et corrélativement avec la dévaluation du franc CFA, la contribution de l'agriculture au PIB a atteint 40 %. Ces valeurs restent tout de même élevées, mais insuffisantes si l'on s'en tient aux atouts du Cameroun. En outre, tous les plans quinquennaux réalisés de 1960 à 1987 au Cameroun ont toujours fait la part belle à l'agriculture et au monde rural

Or, le système de production agricole camerounais est l'un des plus diversifiés d'Afrique. Cette diversité est le reflet de la diversité climatique du pays (Abossolo et al ; 2017). Les statistiques sur le secteur agricole camerounais montrent une influence de la crise économique survenue dès 1987 et donc des mesures de libéralisation qui s'en sont suivies. De nombreuses productions ont subi des chocs à la baisse dès cette date. De plus, à côté des activités agropastorales, une kyrielle d'autres formes d'occupation du sol viennent parfois compromettre les efforts dont l'exploitation forestière, l'exploitation minières, la déforestation, la pollution des cours d'eau, toutes chose qui hypothèquent les atteintes de la sécurité alimentaire tant envisagées et qui compromettent les efforts déployés en vue de la mise en œuvre de la REDD+.

L'objectif de cette étude consiste à œuvrer pour la mise en place du zonage agricole au Cameroun en vue d'une meilleure sécurisation de l'utilisation des terres. Plusieurs critères notamment démographiques, pluviométriques, topographiques, pédologiques et même socioculturels (systèmes de culture) ont été souvent privilégiés dans l'approche du zonage. Ce découpage a abouti à l'obtention de petites régions relativement homogènes qui ne recouvrent et ne reflètent pas toujours les spécificités économiques des unités administratives de la région du Centre du Cameroun.

Certes, le Cameroun a été découpé en cinq zones agroécologiques (IRAD, 2000 et MINEPDED, 2015) calquées sur les régions naturelles (facteurs topographiques, bioclimatiques et biogéographiques grossièrement pris en compte) qui se prêtent à une large gamme de cultures qui permettent à l'agriculture camerounaise d'être fortement diversifiée. Mais ce zonage grossier ne comporte ni un système de classification de l'usage des terres reconnu, ni un système foncier clair dans lequel l'agriculture mérite ses attributions à défaut de manquer d'une base de données des principales cultures dans une zone agro écologique. C'est pour suppléer à cela que la présente étude va expérimenter un zonage fin dans la Région du centre pour produire un modèle répliquable aux autres régions du pays. Le zonage agricole est le fait de modifier l'affectation d'une zone de territoire ou d'une partie de cette zone, ce qui a pour effet d'en changer les conditions d'utilisation, en particulier le fait d'exclure un lot de la zone agricole permanente.

Le zonage formule, dans le domaine agricole, la répartition d'un territoire en portions affectées à différentes productions et/ou spéculations. Le zonage agricole et au-delà d'autres activités et formes d'occupation agricole, participent d'une meilleure affectation et utilisation de la ressource foncière et, dans le cas de l'agriculture, ils visent à optimiser la production. Aussi, les principales activités de recherche menées ont-elles bénéficié des données statistiques fragmentaires disponibles complétées par l'utilisation des images satellitaires et des SIG.

2. DONNEES ET METHODES

Cette section commence avec la présentation de la zone d'étude avant de mettre l'accent sur les outils et méthodes utilisées.

2.1. Présentation de la Région du centre.

La zone d'étude est la région du Centre dont le chef-lieu est la ville de Yaoundé qui est en même temps la capitale politique du Cameroun. Elle est comprise entre les coordonnées : 3°58'-5°00'N et 10°27'-10°38'E (Figure 1). Il s'agit de l'une des dix grandes divisions administratives du Cameroun. Elle est constituée de 10 départements et 70 arrondissements pour une superficie de 68 953 km² et une population de plus de 5 millions d'habitants (52 hts/Km²). La ville de Yaoundé détient plus de la moitié de cette population.

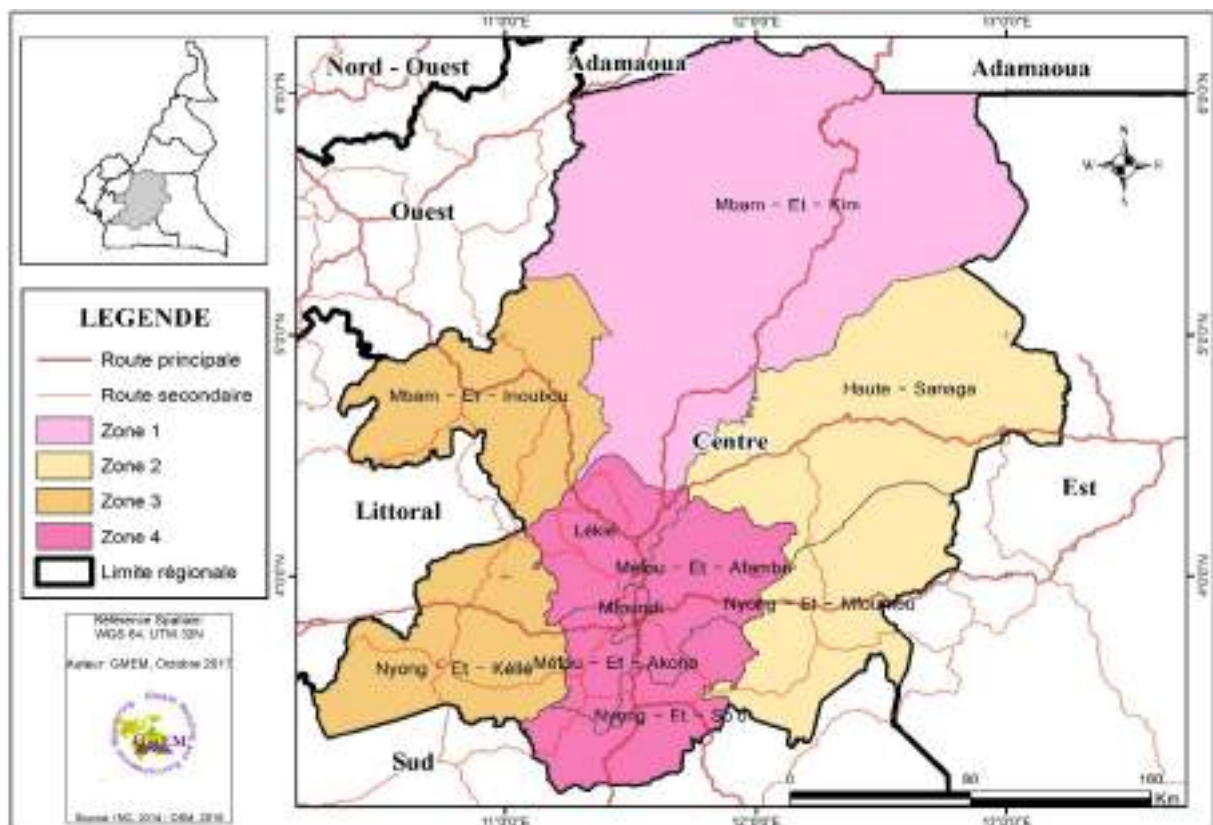


Figure 1 : Localisation de la région du centre au Cameroun

(Source : Fichier cartographique de l'INC, 2014). Cette figure présente les 10 départements de la région du Centre qui ont été découpés en zones correspondant au parcours des équipes (4 équipes de 18 personnes) ayant effectué les enquêtes de terrain.

La Population de la Région du Centre est issue du groupe ethnique Bantou. Ewondos, Etons et Bassas (Franqueville, 1984).

Cette région fait partie intégrante du plateau Sud-Camerounais caractérisé par une pluviométrie bimodale et des températures élevée toute l'année. Le réseau hydrographique est dense et tributaire du fleuve Nyong, second grand cours d'eau du Cameroun après le fleuve Sanaga. La végétation est la forêt équatoriale aujourd'hui très dégradée. Car, cette forêt humide apparaît soumise à de nombreuses pressions dont celle issue de son urbanisation rapide.

L'agriculture a toujours constitué la base de l'économie nationale. Ses deux dimensions ; à savoir : l'agriculture vivrière et l'agriculture de rente source de devises pour l'État n'a de cesse de motiver toutes les couches sociales. Des paysans aux élites urbaines, les pratiques agricoles font de la Région administrative du Centre des bassins agricoles privilégiés. L'agriculture est la principale activité économique et elle occupe 60% de la population active (MINADER, 2005). L'agriculture de rente est dominée par la cacaoculture. Celle-ci fournit l'essentiel des revenus monétaires. Mais de plus en plus, suite à la crise économique, le vivrier marchand (dont les cultures vivrières et maraîchères) ont pris le relais et sont d'un apport appréciable. Toutefois elles grignotent la forêt en même temps que l'agriculture moderne qui se résume aux plantations industrielles de la SOCAPALM, de la SOSUCAM et de la SITABAC. Ce poids agricole et le devenir urbain de cette région ont motivé cette étude. L'exploitation forestière, l'élevage, la pêche, le commerce et le transport sont d'autres activités économiques en pleine expansion.

Cette région forestière essentiellement à l'origine se trouve aujourd'hui fortement urbanisée, urbanisation dont les conséquences (déforestation, pollution, croissance démographique incontrôlée, migration exode rural etc.) engendrent une kyrielle de maux dont des conflits d'utilisation des terres.

Le taux d'urbanisation de la région du Centre est de 53% alors que celui de la mégalopole Yaoundé (chef-lieu) est de 72%. Ce taux de la ville de Yaoundé est nettement supérieur au taux global du pays qui est de 52% (BUCREP, 2010) voire 56% en 2018 (MINHDU, 2018). Yaoundé constitue avec la capitale économique Douala (région du Littoral) les deux grandes métropoles primatiales du Cameroun. Elles représentent à tous deux le 1/5 de la population totale du Cameroun.

Par conséquent, du fait de l'urbanisation de Yaoundé, la transformation de la forêt est évidente et il devient urgent de procéder à un zonage précis des terres à partir de cette ville et dans les autres villes des départements et communes environnants. Un système de classification de terres peut aider à la décision sur tout le plateau sud camerounais.

2.1. Méthodes et outils

Pour réaliser ce travail sur le zonage agricole dans cette région, les auteurs ont effectué une collecte de données documentaires et satellitaires, un traitement des données satellitaires qui s'est accompagné d'un questionnaire et des entretiens de terrain.

2.1.1. Recherche documentaire

La consultation de l'Atlas Sud-Cameroun (Santoir et Bopda, 1995) qui ressort l'essentiel des caractéristiques biophysiques et humain de la région du centre et de l'atlas forestier interactif du Cameroun (Martin, 2011) qui offre un ensemble de données cartographiques fiables sur la région a permis d'asseoir les bases pour notre analyse. Il en est de même des rapports de l'Institut National de la Statistique (INS & PNUD, 2014, INS/MINSANTE/UNICEF, 2015) qui donnent un ensemble d'indicateurs sur le cadre socioéconomique et même politique pour chaque région du Cameroun.

Les recherches de la documentation existante sur les statistiques agricoles dans la Région administrative du Centre ont conduit à recourir aux données AGRISTAT du Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural (MINADER). Les éditions d'AGRISTAT N° 07, 08, 09, 11, 12, 13, 14, 15, 16 et 17 ont été obtenues. Cet annuaire qui est à son 18^{ème} numéro, couvre à la fois le secteur agricole moderne et traditionnel. Pour ce qui est du secteur traditionnel, les données concernent les superficies et les productions des principales cultures vivrières de 1999 à 2014 avec des manquements. Ces données gardent ainsi une certaine imprécision sur la façon dont les statistiques sont collectées sur le terrain par les agents du MINADER. Il en est de même des données compilées de l'institut National de la Statistique (INS) qui s'y appuient. Pour ce qui est du secteur moderne, les données sur les agro-industries ne sont pas complètes à cause des difficultés liées à la collecte. Ces données sont confrontées à celles collectées sur le terrain dans la présente étude.

Les données de la Banque Mondiale (World Development Indicators - WDI), 1990-2016) de FAOSTAT et *CountrySTAT* de la FAO qui estiment la superficie agricole à 9 750 000 ha au Cameroun en 2014 ont été également consultées. Ces données sont disponibles depuis 2012 et sont extrapolées en fonction des sources que sont l'INS et le MINADER. En outre, certains traitements de la FAO confortent nos observations de terrain, car, les superficies des terres arables ne semblent pas avoir beaucoup évoluées depuis 1990 (tableaux 1 & 2) ; ce qui signale une absence de statistiques dont la collecte n'est ni régulière, ni rigoureuse, encore moins méthodique et fiable.

Tableau 1 : Évolution de l'occupation du sol de 1990 à 2012

Cameroun	superficie (1000 ha)		Taux évolution %	
	1990-2000	2000-2012	1990-2000	2000-2012
Surface de terres	47 271,00	47 271,00	0,00	0,00
Terres arables	5 957,27	6 016,54	0,03	0,31
Cultures pérennes	1 202,73	1 311,54	-0,37	2,04
Forêt	23 216,00	20 796,00	-0,94	-1,05

Tableau 2 : Terres arables et surfaces de cultures pérennes au Cameroun de 1994 à 2016

Cameroun	1994	1999	2004	2010	2011	2012	2016
Terres agricoles (% superficie agricole)	19,38	19,38	19,38	20,31	20,31	20,63	20,62
Terres arables (% superficie agricole)	12,61	12,61	12,61	13,12	13,12	13,12	13,1
Terres arables (hectares par personne)	0,44	0,38	0,34	0,30	0,29	0,29	0,26
Surfaces de cultures pérennes (% superficie agricole)	2,54	2,54	2,54	2,96	2,96	3,28	3,3

Sources des deux tableaux : Agrégés à partir des données de la Banque Mondiale : World Development Indicators (WDI), World Development Indicators: Rural environment and land use Table 3.1. <http://wdi.worldbank.org/table/3.1> https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/AG.LND.AGRI.ZS?locations=CM&name_desc=false et FAO STAT <http://cameroon.opendataforafrica.org/hxycnxc/cameroon-agriculture-sheet>

2.1.2. Acquisition et traitement des images satellitaires

Outre des images Landsat TM-ETM-OLI (tableau 3), des images MAPBOX de 0,5m de résolution ont été acquises. Le traitement des images LANDSAT a donné lieu à la réalisation des cartes diachroniques (1986-2015) de l'occupation du sol dans la région. Les images MAPBOX ont fait l'objet des cartes thématiques grâce à une classification orientée objet, mais, également par digitalisation, le tout validé par les points GPS collectés sur le terrain.

Tableau 3 : Caractérisation des images Landsat traitées.

Année de prise	Path	Row	Capteur	Résolution m
Années 1984				
1984	184	57	TM	30
1986	185	56	TM	30
1988	185	57	TM	30
1987	185	58	TM	30
1988	186	56	TM	30
1986	186	57	TM	30
1989	186	58	TM	30
Années 2000				
2002	184	57	ETM	30/15
2000	185	56	ETM	30/15
2000	185	57	ETM	30/15
2001	185	58	ETM	30/15
2001	186	56	ETM	30/15
2001	186	57	ETM	30/15
2001	186	58	ETM	30/15
Années 2015				
2015	184	57	ETM+	30/15
2015	185	56	ETM+	30/15
2015	185	57	ETM+	30/15
2015	185	58	ETM+	30/15
2015	186	56	ETM+	30/15
2015	186	57	ETM+	30/15
2015	186	58	ETM+	30/15

L'approche orientée objet permet d'enrichir l'information spectrale des objets (Rossignol, 2012) La classification orientée objet s'appuie sur le fait que l'information sémantique nécessaire à l'interprétation d'une image se trouve dans des images-objets significatives et leurs relations mutuelles et non dans des pixels (Definiens, 2006). Par conséquent, si les limites et les objets sont bien définis, l'utilisateur évitera bien des écueils (Puech, 2000). La première étape de cette approche est la segmentation de l'image. Ce procédé permet d'agréger les pixels en extrayant des objets sans connaître l'appartenance de ceux-ci. L'algorithme de segmentation ne repose pas que sur les informations de valeurs des pixels individuels, mais aussi sur le voisinage du pixel (texture, forme, topologie). Des différents types de segmentation, on a opté pour la *multirésolution*, car, elle privilégie l'homogénéité des éléments de l'image pour restituer la taille des objets à identifier. Elle permet de garder à la fois un nombre d'objets intéressants en termes de temps de calcul et relativement homogènes par rapport aux entités visibles dans l'image de base (Rossignol, 2012) La deuxième étape est la classification. Elle consiste à regrouper en classes les objets partageant la même structure de donnée et le même comportement. Les classes sont identifiées soit manuellement soit automatiquement.

2.1.3. Enquête par questionnaire auprès des populations

Un questionnaire de huit pages a été élaboré pour les enquêtes de terrain (18 enquêteurs) sur la base des spéculations recensées dans les différentes AGRISTAT consultées. Ledit questionnaire a permis de collecter les données sur la taille et les caractéristiques des champs, les volumes de production des différentes spéculations, la cohabitation entre l'agriculture et les autres formes d'utilisation des terres, les difficultés des producteurs, etc. Sur les 1120 questionnaires disponibles pour une population approximative de 5 millions d'habitants, 915 questionnaires ont été placés et appliqués de manière aléatoire dans les dix départements de la région. En réalité, la ville de Yaoundé (2 900 000 habitants) n'en a reçu que 17, urbanisation oblige. Par conséquent, environ 900 questionnaires ont été placés auprès d'un million d'habitants en milieu rural.

2.1.4. Méthodes et outils du zonage agricole

Étant donné que le zonage affecte à un territoire des zones déterminées à différents types d'occupation des sols, elle requiert une production préalable des informations sur les contraintes du sol (érosion, dégradation de sols, zones déboisées, urbanisation, etc.) ; la perception des acteurs locaux, les unités biophysiques et agronomiques homogènes suivant les techniques de classification.

Pour la région du centre, plusieurs couches d'information (topographie, sol, dégradation des sols, climat, densité et statut des forêts) ont été superposées pour proposer un zonage qui permettrait une meilleure organisation de l'activité agricole.

Si la collecte des données climatiques fragmentaires des différentes stations climatiques (Yaoundé, Mbalmayo, Ngoumou, Ntui, Bafia, Akonolinga, Nanga Eboko, Eséka, Monatélé et Mfou) s'est effectuée sans problème, il n'en est pas de même de la dégradation des sols. Le recours à l'environnement ERDAS

pour la *Normalized Difference Soil Index* (NDSI) donne lieu à l'équation ; $MIR-PIR / MIR+PIR$ soit les bandes B6-B4/B6+B4. Cette équation permet de lancer une reclassification sous ArcGIS et les résultats obtenus ont donné lieu à 5 niveaux de dégradation des terres : 1 très faiblement dégradé, 2 faiblement dégradé, 3 dégradé, 4 fortement dégradé et 5 très dégradé.

Le graphique suivant (Figure 2) résumé le cheminement méthodologique suivi pour aboutir au zonage.

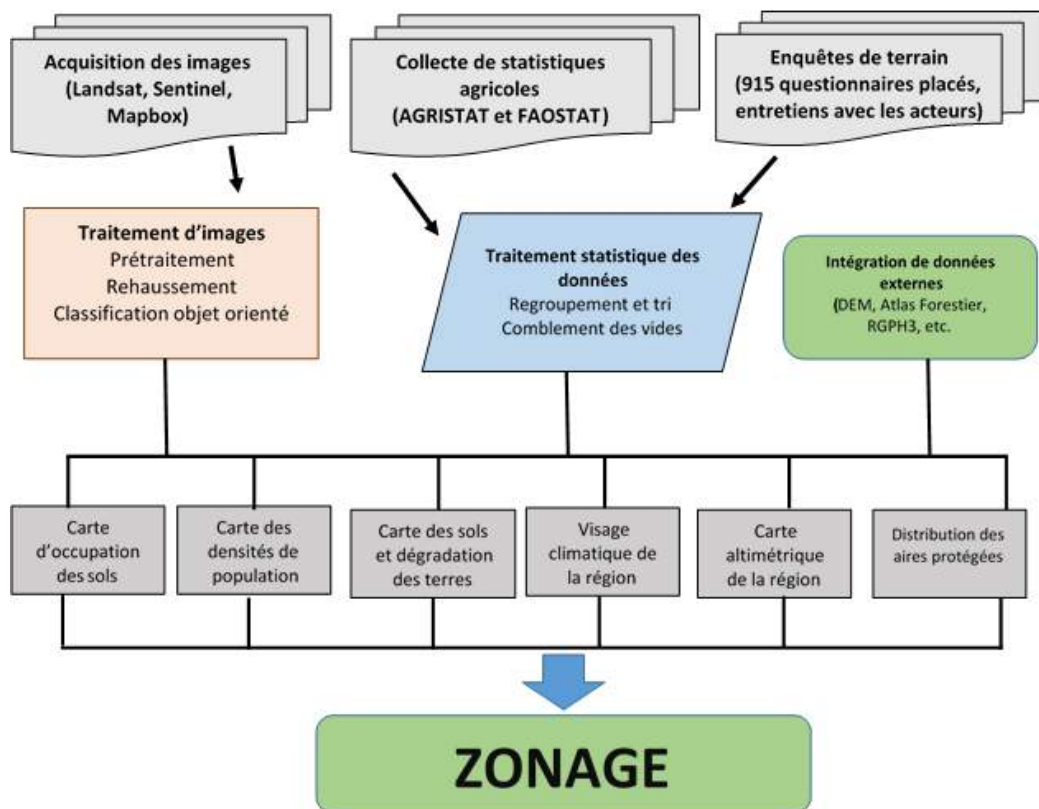


Figure 2 : Schéma méthodologique de la démarche.

3. RESULTATS ET INTERPRETATION

3.1. Modifications de l'utilisation des sols dans la région centrale entre 1984 - 2015

Les données issues des enquêtes et des différents traitements des images révèlent une forte progression des cultures et une régression des forêts, notamment dans les départements de la Lékié et du Nyong et So'o qui sont tous deux à moins de 30 km de Yaoundé, capitale politique. Ces départements représentent d'ailleurs la première couronne des départements et villes (Monatéle-Evodoula et Mbalmayo) ceinturant la ville de Yaoundé (Figure 3).

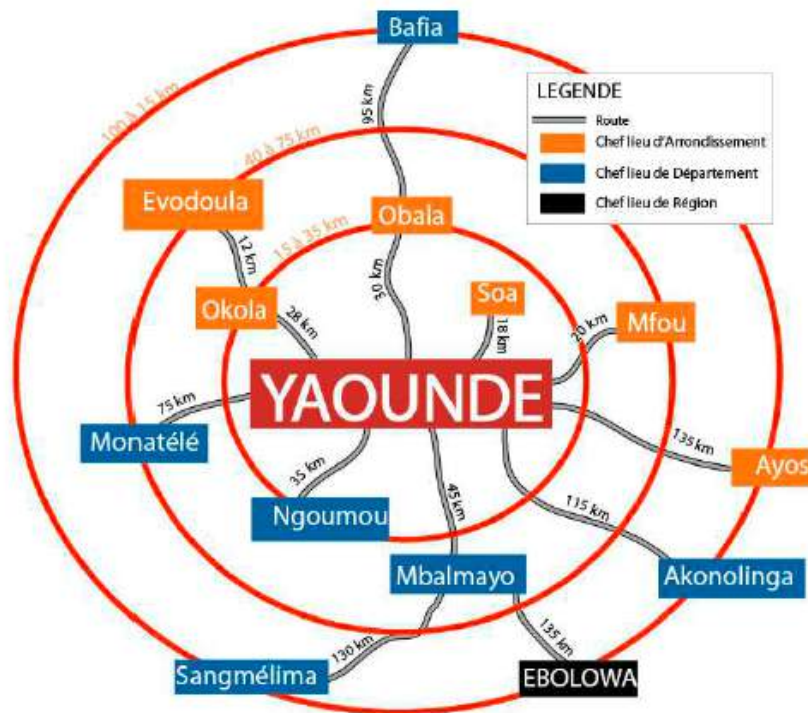


Figure 3 : Densification des villes secondaires autour de Yaoundé.

Cette figure permet de déceler trois couronnes de villes secondaires et petites villes dans un rayon de 100 km maximum autour de Yaoundé. En réalité, il existe 54 villes de différentes tailles polarisées par Yaoundé dans la région du Centre.

Avec ses terres fertiles et un climat favorable (deux saisons de pluies pour deux campagnes agricoles par an), la région du centre est très favorable à l'agriculture. Seulement, ce secteur manque d'organisation et de planification stratégique pour une production optimale. L'accès aux terres arables par exemple reste l'apanage des clans et familles qui se transmettent la ressource de génération en génération. La cession de certains droits sous forme de vente ou de location aux allochtones reste faible (Figure 4).

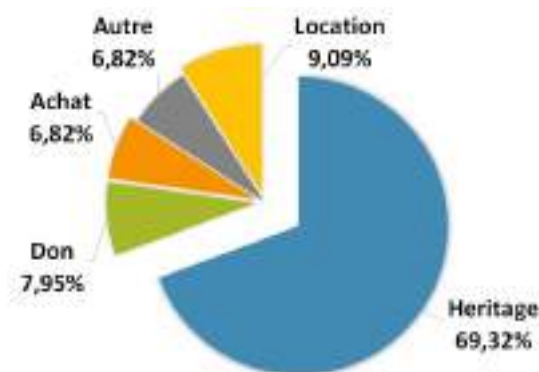


Figure 4 : Mode d'acquisition des terres agricoles dans la région du centre

(Source : Enquêtes de terrain, 2018).

L'acquisition de la terre par héritage relève essentiellement du droit coutumier au détriment des dispositions légales en vigueur au Cameroun. Il est alors difficile pour les autres acteurs notamment étatiques d'obtenir la bonne collaboration des populations locales pour la bonne gouvernance foncière. Plusieurs types d'acteurs participent à la mise en valeur de l'espace, mais les agriculteurs demeurent la catégorie la plus représentative (Figure 5)

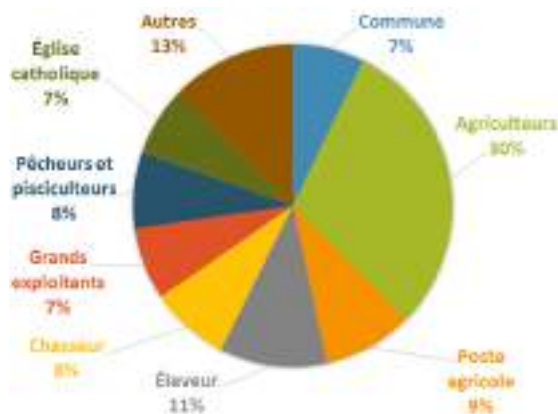


Figure 5 : Acteurs de la mise en valeur de l'espace dans la région du centre

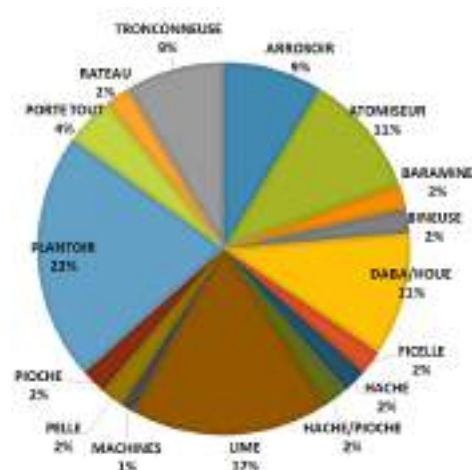


Figure 6: Outillage agricole dans la région du Centre (Source : Enquêtes de terrain, 2018).

Une autre caractéristique de l'agriculture dans la région du Centre est le caractère rudimentaire de l'outillage d'exploitation (Figure 6). La mécanisation agricole demeure réservée aux agro-industries installées dans cette région. Il s'agit entre autres de la Société Sucrière du Cameroun (SOSUCAM), la Société Camerounaise de Palmeraies (SOCAPALM) et de quelques élites exploitant de grandes superficies. La stratégie gouvernementale visant la mise en place d'une agriculture de seconde génération (c'est-à-dire mécanisée) reste attendue par la grande masse de paysans de cette région comme partout au Cameroun.

Cet outillage traduit essentiellement une exploitation artisanale de la terre ; et dans ce contexte, l'agriculture itinérante sur brûlis est encore présente même si les jachères sont écourtées. Les superficies des spéculations ont augmenté même si de façon formelle les statistiques ne sont pas précises (Figure 7). Toutefois, la cartographie diachronique réalisée vient en appui à ce constat

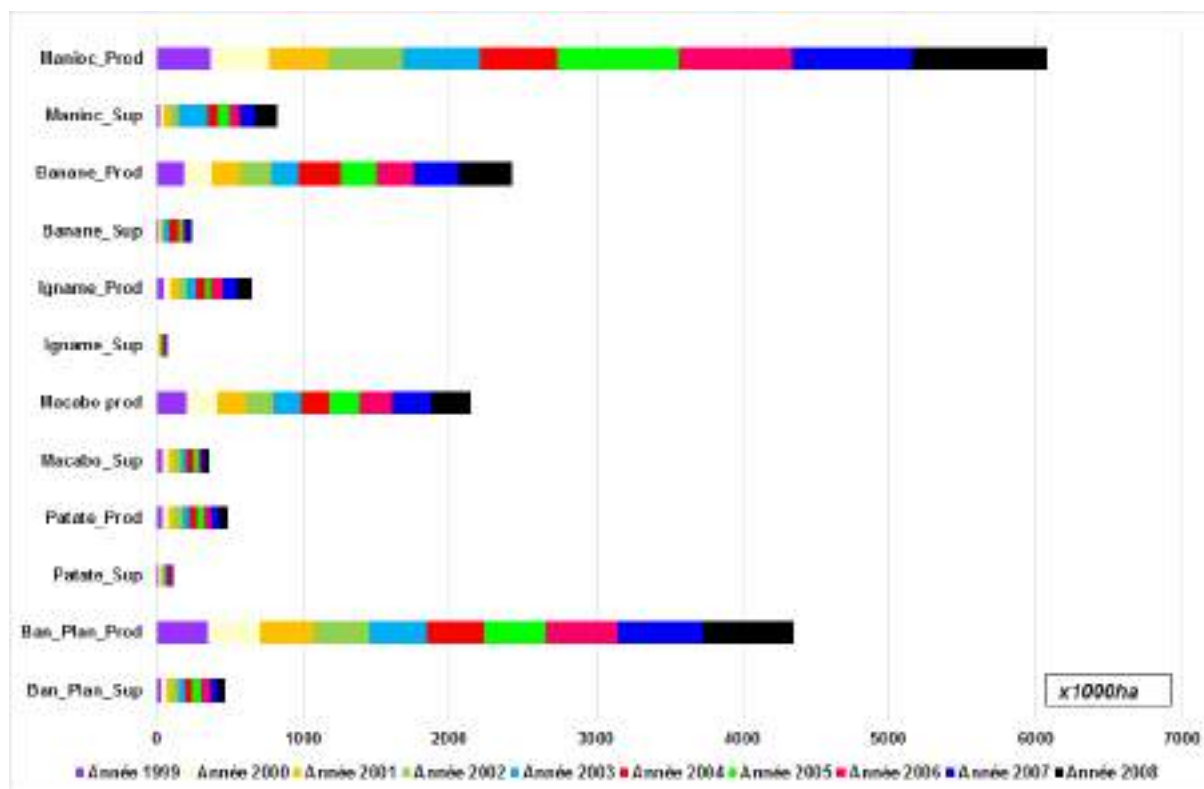


Figure 7 : Évolution de la production et des superficies des spéculations (Source Compilation à partir des données d'AgriStat).

3.2. Dynamique de l'occupation du sol dans la région du Centre du Cameroun

La région du Centre du Cameroun est le domaine de la forêt dense humide toujours verte et semi-caducifoliée (Villiers, 1995). Cette formation végétale se dégrade du sud vers le nord et aussi en fonction du gradient latitudinal. Le nord de la région notamment le Mbam est le domaine de contact entre la forêt et la savane (Youta et *al.* 2003). En termes d'analyse diachronique ; les séries d'images traitées montrent une dégradation de la forêt dense (Figure 8).

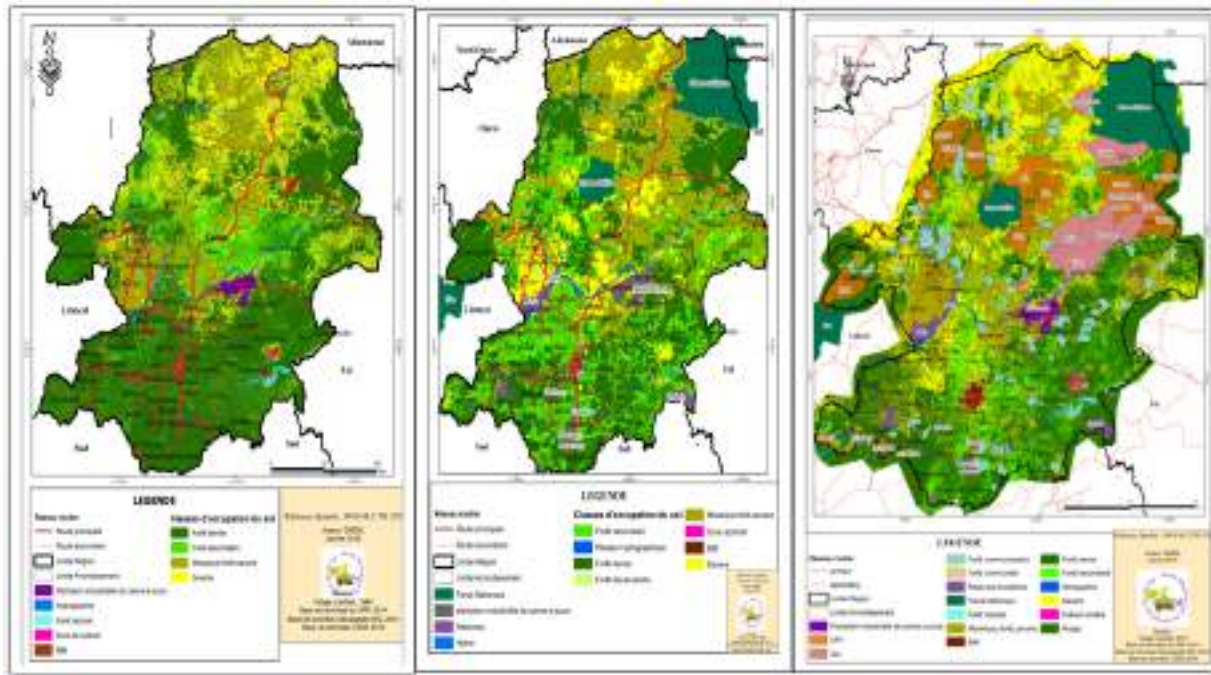


Figure 8 : Évolution de l'occupation du sol dans la région du Centre entre 1984 et 2015 (Source : exploitation d'images Landsat).

Celle-ci est passée de 35157 km² en 1984 à 16631 km² en 2015. La mosaïque forêt savane a connu cette même dynamique régressive avec une perte de près de 52% ; il en est de même des forêts galeries occupant les marécages de plus en plus sollicités pour la pisciculture et les cultures maraîchères. Les pertes engrangées par les forêts bénéficient à l'agriculture, aux forêts dégradées et à l'habitat qui occupent des espaces de plus en plus importants (Figure 9).

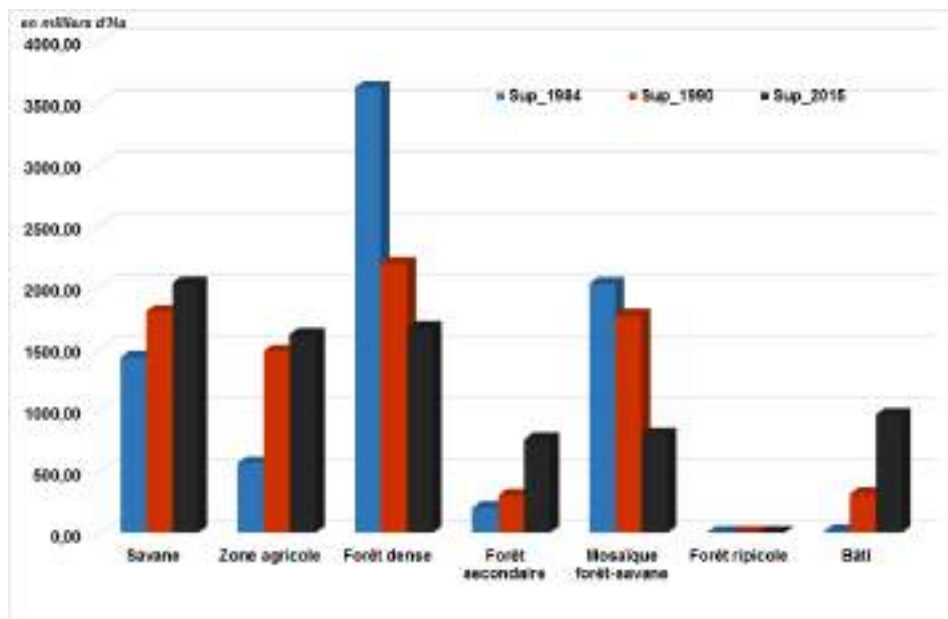


Figure 9 : Statistiques de l'évolution de l'occupation du sol dans la région du Centre (établies à partir des images Landsat).

Au plan annuel, le taux de régression de la forêt dense dans la région du Centre est de 1,7%. Plus accéléré entre 1984 et 1990 il a connu une baisse jusqu'en 2015. Ce taux est nettement au-dessus des données du bassin du Congo estimé à 0,09% entre 2000-2010 (De Wasseige, 2015). La région du Centre constitue ainsi un *hotspot* de la dégradation en Afrique centrale et elle demeure intéressante pour les initiatives et projets REDD+.

3.3. Situation de l'occupation du sol dans quelques départements de la région du Centre.

La classification objet orientée a été utilisée pour cartographier le détail de l'occupation du sol dans les dix départements de la région du Centre. Tous sont touchés par la dégradation du couvert végétal forestier. Les raisons divergent d'une circonscription administrative à une autre. Si pour certains départements c'est l'agriculture industrielle ou paysanne qui est le moteur de cette dégradation, le département du Mfoundi est essentiellement marqué par l'extension spatiale urbaine de la ville de Yaoundé dont les impacts touchent les autres régions. Les illustrations vont concerner cinq départements représentatifs sur 10 dont les départements de La Lékié (Figure 10), du Nyong et So'o (Figure 11), du Mbam et Inoubou (Figure 12), du Nyong et Kellé (Figure 13) et de la Haute Sanaga (Figure 14). Ce choix a pris en compte des spéculations cultivées dans ces différentes circonscriptions.

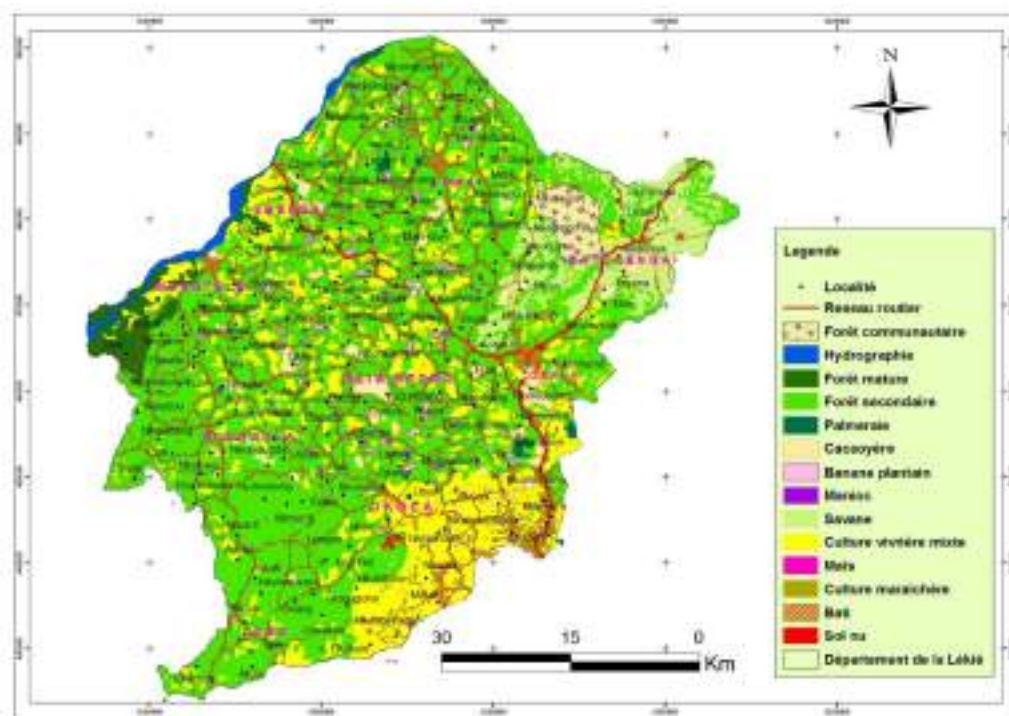


Figure 10 : Occupation du sol dans le département de la Lékié.

Ce département compte les plus fortes densités de la région du Centre après la ville de Yaoundé. Seules subsistent quelques reliques de forêt inaccessibles le long de la Sanaga. Jachères et exploitations agricoles dominent l'espace.

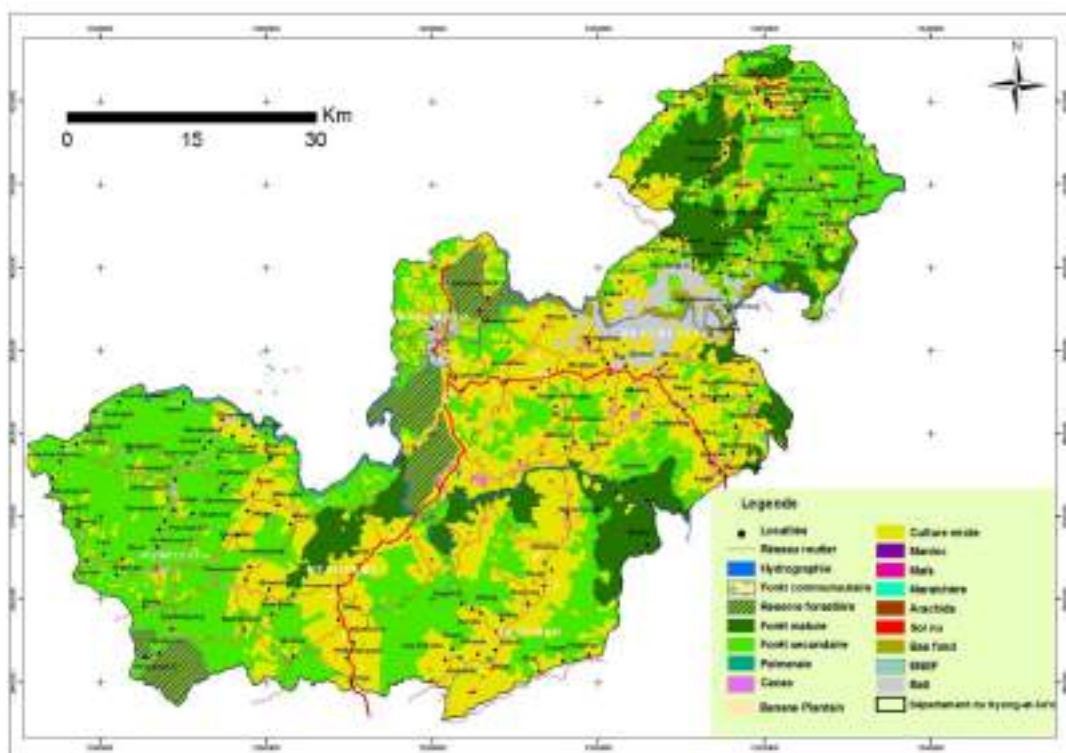


Figure 11 : Occupation du sol dans le département du Nyong et So'o

Dans cet autre important bassin de productions vivrières, il subsiste encore quelques reliques de forêts denses. La réserve forestière de Mbalmayo est très menacée par l'extension de la ville de Mbalmayo et la consommation du charbon de bois réseautée depuis la métropole Yaoundé.

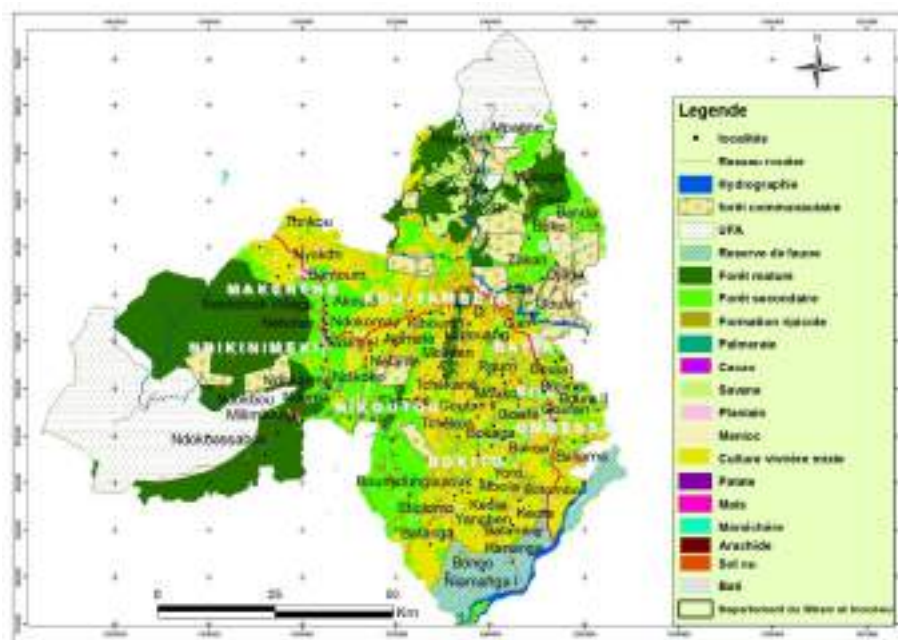


Figure 12 Occupation du sol dans le département du Mbam et Inoubou

C'est la zone par excellence de l'importante zone de contact forêt savane. On y observe une forte dégradation forestière liée aux agro forêts de cacaoyer et en partie au gradient climatique (plus chaud et sec). Il y est établi un agropôle de production de Banane Plantain à Mpagne au nord de la carte. La Réserve de faune de Bafia est menacée par l'urbanisation et l'extension des activités agricoles. Les ananas, le manioc et les agrumes constituent les principaux vivriers marchands cette unité administrative.

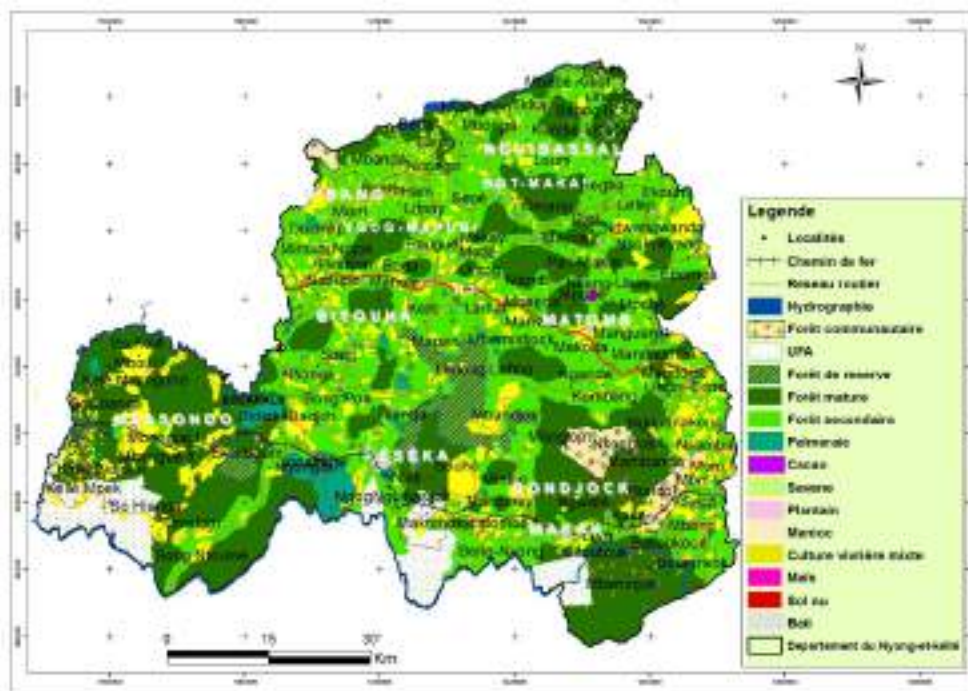


Figure 13 : Occupation du sol dans le département du Nyong et Kellé

On observe une importante fragmentation de la forêt dans tout le département qui porte pourtant encore beaucoup de forêts denses à haute valeur pour la Conservation. En outre, le plus grand massif forestier de Messondo est menacé par les palmeraies traditionnelles, des élites ou celles de la SOCAPALM ainsi que les cultures vivrières. On assiste de plus en plus à une atomisation de l'espace par les palmeraies villageoises.

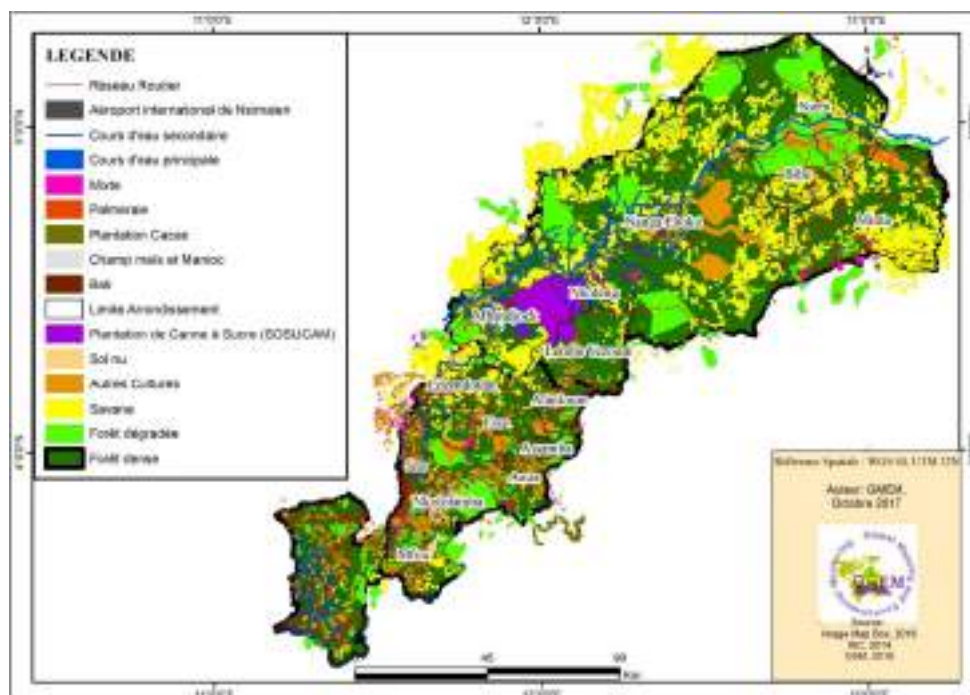


Figure 14 : Occupation du sol dans le département de la Haute Sanaga

Le département de la Haute Sanaga est la zone de prédilection de la canne à sucre tant en production familiale qu'en plantation industrielle dont la SOSUCAM. La forêt y est fragmentée et très dégradée. La percée de petites exploitations agricoles constitue un enjeu majeur.

Il est tout de même à relever partout une très forte occurrence de la savane qui traduit une évolution de l'occupation du sol marqué par la déforestation. On constate aussi dans l'ensemble que les cultures vivrières ont progressé au détriment de la forêt et des autres formes d'occupation du sol. Par ailleurs, certaines régions semblent connaître une spécialisation qui peut soutenir le zonage. Ainsi en est-il des cacaoyères dans la zone forestière (Nyong & So'o ; Mefou & Akono) du plantain et palmier à huile dans le Nyong & Kellé, des ignames dans la Lékié ainsi que le Mbam & Inoubou, de la canne à sucre dans la haute Sanaga, des ananas du Mbam & Inoubou et la Mefou & Afamba.

3.4. Modalités de zonage de l'occupation du sol dans la région du Centre

La division du Cameroun en cinq zones agroécologiques s'appuie essentiellement sur le facteur climatique et oriente globalement les politiques agricoles d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques. Pour ce qui est de l'affectation des terres, le Cameroun en général et la région du centre en particulier a connu depuis la période précoloniale le classement d'espaces pour la conservation et la gestion durable des ressources. Avec la croissance démographique et l'urbanisation, les enjeux fonciers sont de plus en plus difficiles à concilier dans cette région. Plusieurs auteurs ont évoqué ces conflits d'occupation des terres au Cameroun (Schwartz et al. 2012 ; Nguiffo et Mbianda, 2013) de cinq ordres.

- Des populations riveraines qui empiètent sur les aires protégées.
- Des permis miniers accordés dans les aires protégées et incluant des quartiers urbains.
- Des concessions d'exploitations agricoles sur les corridors de migration de la faune.
- Des éleveurs pyromanes dans les aires protégées ou laissant leurs animaux détruire des parcelles agricoles.
- Des agriculteurs exploitant des corridors de transhumances, etc.

Une telle situation est inhérente à l'absence de planification de l'occupation des terres au Cameroun en général et dans la région du centre en particulier. C'est dans ce contexte qu'il a paru pertinent de prendre en compte un ensemble de facteurs du milieu pour procéder à un zonage afin d'éviter les conflits. Les différentes couches d'information utilisées et mises en relation concernent la topographie, la pédologie, le climat, la densité de population et les aires protégées et la situation de la dégradation des terres dans ladite région (Figures 15 à 19).

Ainsi, dans ce travail la segmentation du milieu étudié en zones homogènes a été réalisée sur la base de l'interaction des paramètres et des caractéristiques de sols, de la topographie, des ressources biologiques, du climat et de l'utilisation du sol.

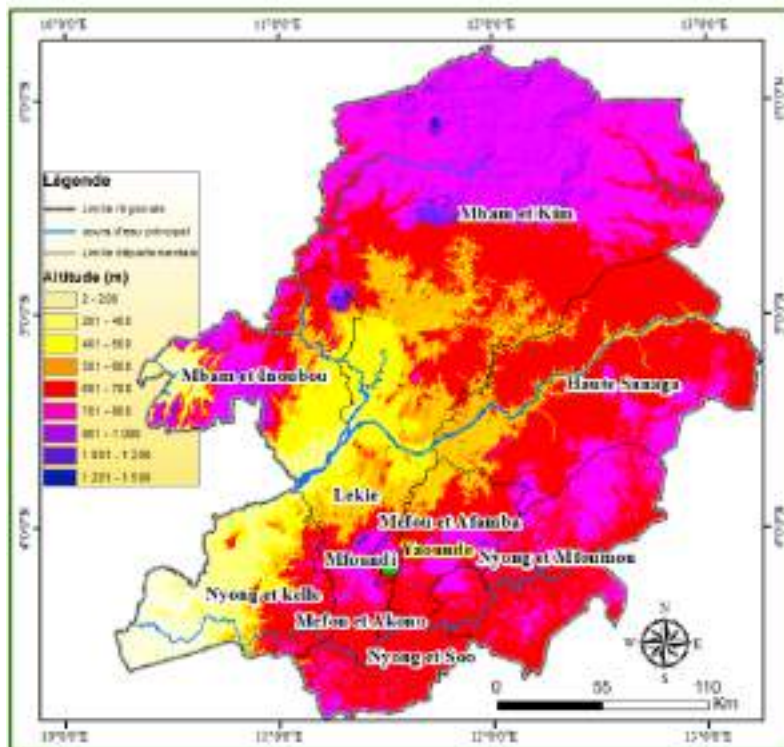


Figure 15 : altimétrie de la région du Centre à partir des images Aster DEM

Le secteur Nord constitue une zone de contact topographique (Plateau Sud Camerounais 700 mm et Plateau de l'Adamaoua (1200 mm), un écotone (contact forêt-savane) et un milieu de faible densité démographique. Ce sont des éléments propices à la conservation d'une biodiversité spécifique

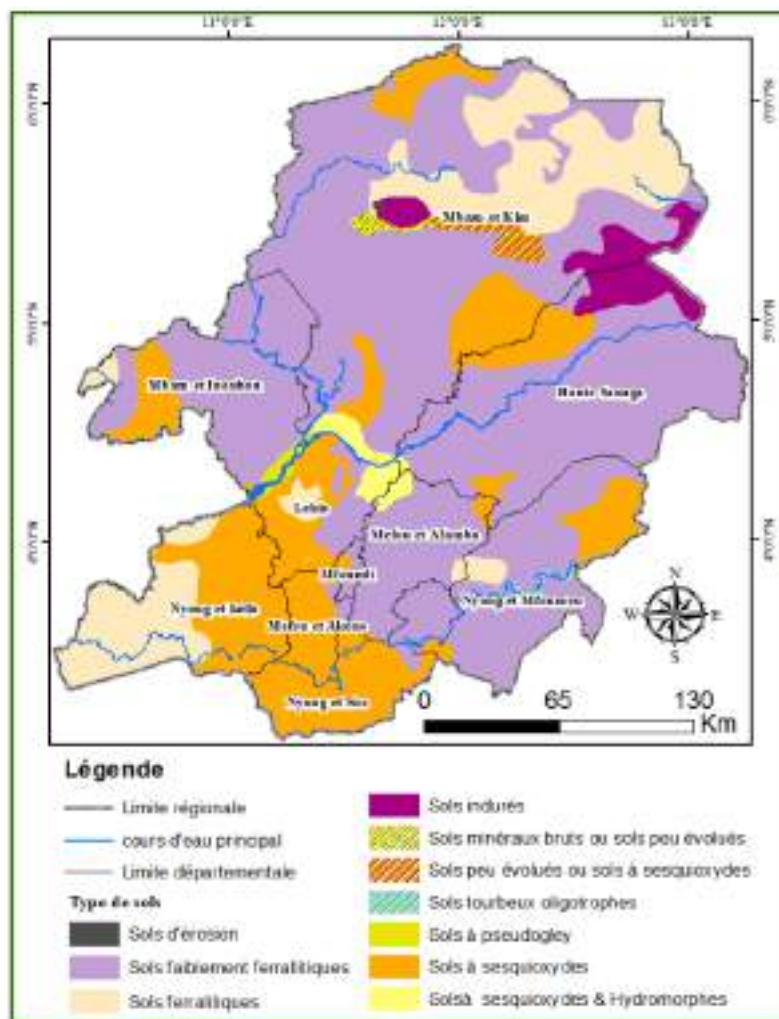


Figure 16 : Pédologie de la région du Centre

Les sols ferrallitiques sont dominants dans la région du centre. Ce sont des sols riches qui s'accoutument à un grand nombre de spéculations agricoles. D'autres paramètres comme les quantités et la distribution des précipitations, l'insolation permettent alors d'affiner la proposition d'affectation des terres.

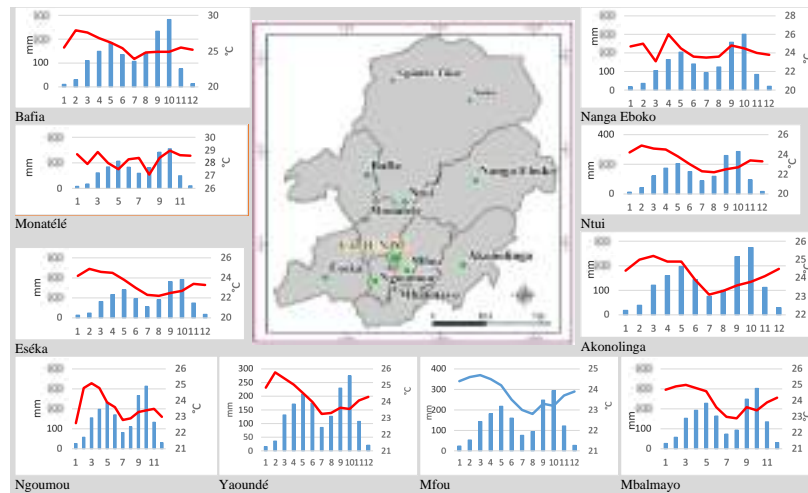


Figure 17 : visage climatique de la région du Centre

Le régime pluviométrique dans la région est presque uniforme et les températures quasi constantes. Selon un gradient nord sud les localités de Ngoumou et Esekéa plus arrosées (conditions favorables au palmier à huile avec leurs « faibles » altitudes), et Bafia et Akonolinga, moins arrosés (pôles de production d'ananas et cacao)

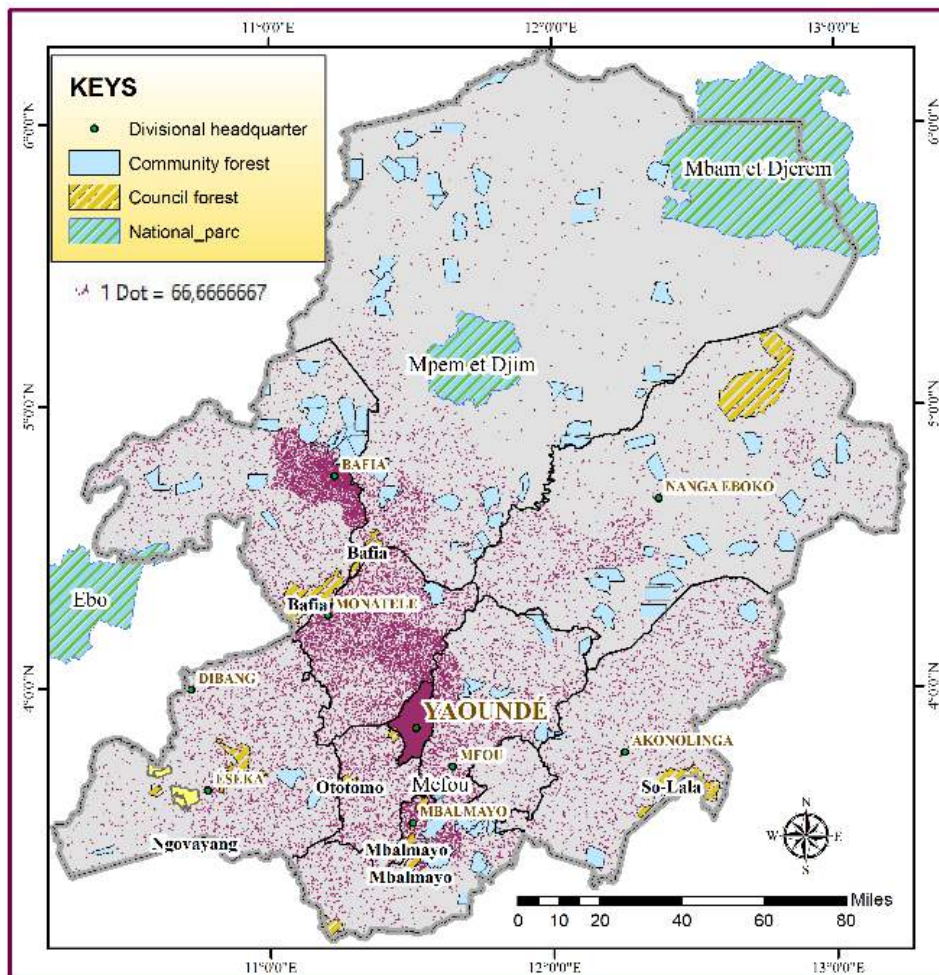


Figure 18 : Distribution de la population et aires protégées de la région du centre

La prise en compte de la distribution de la population de la région dans le zonage est utile. La métropolisation de la ville de Yaoundé commande la délimitation des espaces de production vivrière pour répondre aux besoins de la population. Certaines forêts domaniales et communales (Ottotomo, Mbalmayo, Solala, Bafia) sont sérieusement menacées.

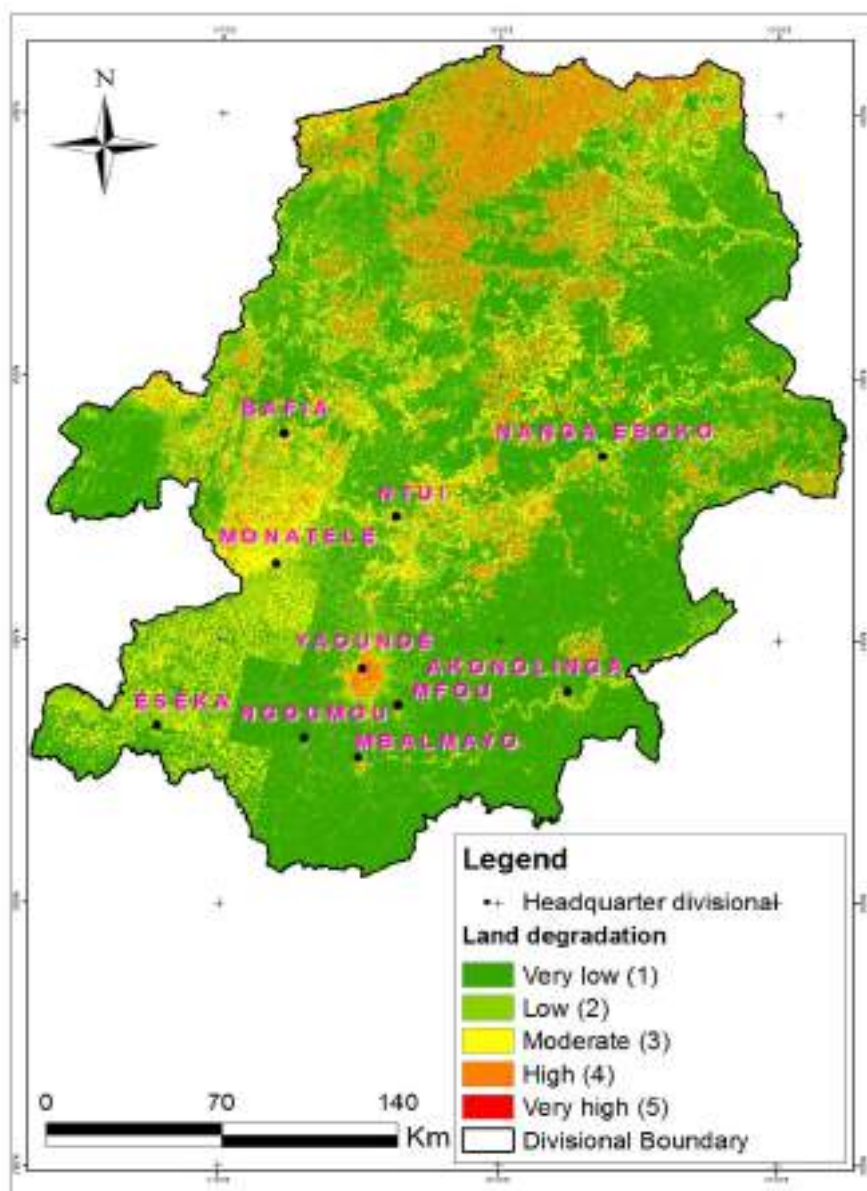


Figure 19 : État de dégradation des terres dans la région du centre

La couverture végétale permet la reconstitution des terres après des phases d'exploitation. Ces sols sont moyennement et hautement dégradés dans le nord et les centres urbains. Des reboisements sont préconisés.

La zone agricole doit disposer d'un potentiel biologique, agronomique ou économique. En ville les terres sont menacées par le développement de l'immobilier. Les activités agricoles s'avèrent d'une grande vulnérabilité dans le contexte de l'économie moderne et mondialisée. Les exploitants relèvent aussi les défis de la financiarisation des récoltes, qui rend les exploitants agricoles vulnérables aux fluctuations des prix, de la concurrence internationale et de la difficulté à rejoindre le marché. Les grands distributeurs posent des exigences de volume, de régularité, de traçabilité ou de qualité qu'une large part des exploitants n'est pas capable d'atteindre. Enfin, sur le plan législatif, le manque de cohérence entre les lois camerounaises sur la forêt, l'environnement et sur l'agriculture crée une confusion qui empêche parfois la mise en culture des terres. La Figure 20 présente le résultat de ce zonage.

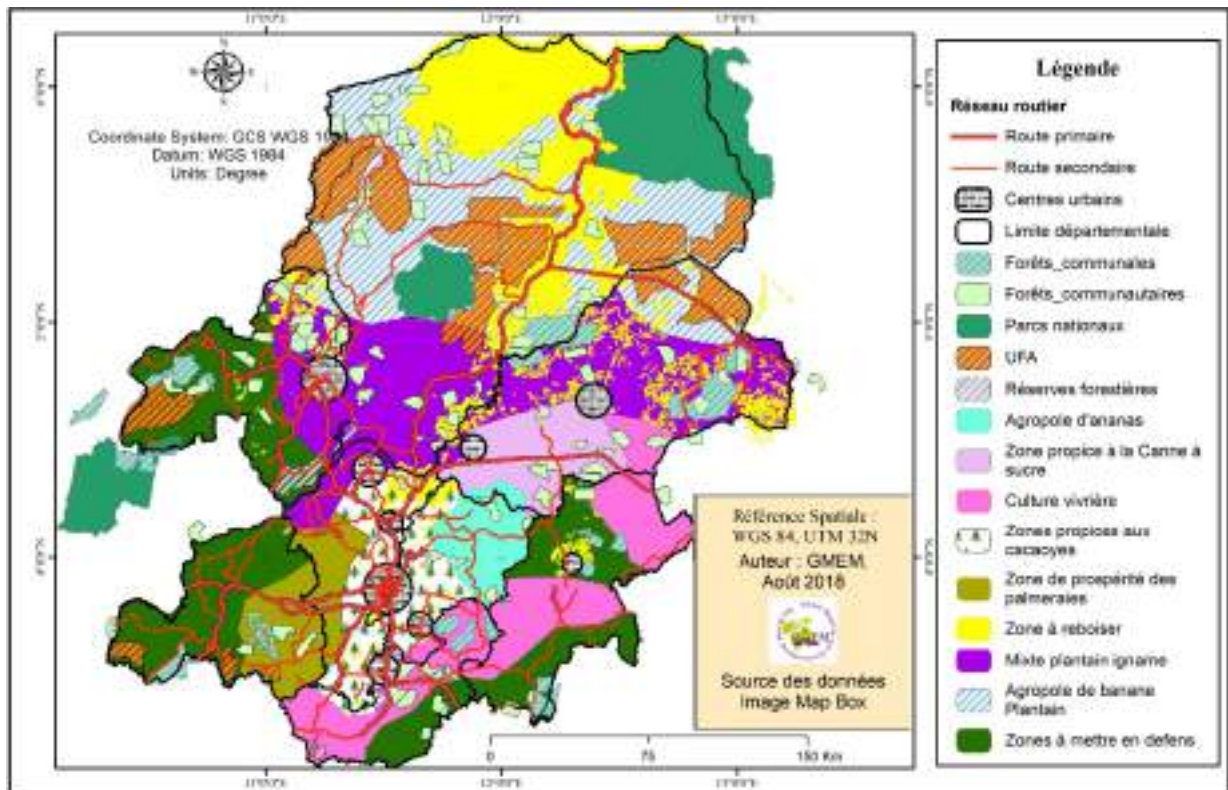


Figure 20 : Proposition de zonage pour la région du Centre. Tous les paramètres précédents ont été pris en compte dans ce zonage, y compris l'armature urbaine.

4. DISCUSSION

4.1. Dynamique de l'occupation des terres dans la région du Centre dans le contexte du bassin du Congo

La dynamique de l'occupation du sol n'épargne aucun biome même si cela s'exprime à des échelles et des degrés différents. Dans le bassin du Congo, le taux annuel de déforestation brute se chiffre à 0,19% entre 2000-2010 (De Wasseige et al., 2015). Il s'agit ici d'une moyenne qui masque des spécificités pour chaque zone. Les zones de fortes densité comme présentent généralement des taux de déforestation plus élevés (Ernst et al., 2013 ; Tchatchou et al., 2015 ; Gillet et al., 2016). C'est dans ce cadre que s'inscrit la situation de la région du centre du Cameroun avec 1,7% en moyenne par an entre 1984 et 1990. Il s'agit d'un hotspot de la déforestation identifiable sur différentes cartes de la dynamique du couvert végétal dans le bassin du Congo (CBFP & CARPE, 2005). Giret et al. (2016) évoquent des facteurs directs et des facteurs sous-jacents pour expliquer ce recul rapide la forêt au profit des autres formes d'occupation des terres. À la suite Hosonuma et al. (2012), ces auteurs attribuent 75% de la déforestation dans le bassin du Congo à l'agriculture (subsistance et industrielle) qui est un facteur direct. Dans, la région du centre du Cameroun, sur 18 000 km² perdu par la forêt entre 1984-2015, 10 000 km² a été récupéré par l'agriculture soit un taux de 55%. La singularité de la zone réside dans le rôle

joué par les forêts dégradées et le bâti qui progressent rapidement. Ainsi le rôle de l'urbanisation devrait être réévalué parmi les facteurs directs de la déforestation. Plusieurs auteurs y ont accordé une attention particulière en Amazonie Brésilienne (Eloy & Tourneau, 2009).

4.2. Quels préalables pour la réussite du zonage ?

Le zonage agricole n'est pas une pratique agricole courante, partagée et diffusée en Afrique. Il a été pratiqué dans certains pays notamment la RCA, le Tchad, le Togo et dans le Nord Cameroun. Par contre, en Occident et dans une moindre mesure en Amérique Latine, il d'usage courant.

Pour ce qui est du Cameroun, la réussite d'une telle initiative passe par la réforme du cadre règlementaire de la gestion foncière, forestière, agricole et environnementale. En effet le désordre observé de nos jours tire ses racines de l'insécurité foncière touchant tous les acteurs y compris l'État qui ne disposent d'aucun titre foncier sur les réserves forestières (Doumenge et *al.* 2015). L'allègement de la procédure d'obtention de ce précieux document et la prise en compte du droit coutumier est nécessaire. La centralisation des données du cadastre pour éviter la délivrance de plusieurs titres sur les mêmes espaces permet d'éviter les chevauchements. Cela passe par la mise en place de plateformes de dialogues intégrant tous les acteurs sectoriels sollicitant la terre.

En outre, tous les acteurs doivent résolument se tourner vers la gestion durable des ressources. Des alternatives à l'agriculture itinérante sur brûlis sont attendues de la part des chercheurs s'intéressant à cet espace. Il en est de même de l'utilisation des intrants chimiques (engrais, herbicides, pesticides, etc.) qui participent à la dégradation rapide des terres. Les pratiques d'agro-écologie sont préférables.

Certes, il faut reconnaître que le temps alloué aux études de terrain compte tenu de l'échelle spatiale de l'étude (69 000km²) est insuffisant. Il aurait fallu travailler à petite échelle avec une participation plus étroite des populations riveraines comme l'ont fait Bakker et al(2015) dans une approche par terroir dans les savanes du Togo. Toutefois l'approche utilisée n'est pas très différente de celle réalisée en Tunisie par Dhaou et Belghith (2009) lorsqu'ils effectuent un enchainement méthodologique de superposition des cartes morphologique, pédologique, de la végétation et de la carte d'utilisation du sol pour élaborer une carte du zonage agroécologique. En outre, en utilisant la méthode paysage, on aurait pu déboucher sur une approche de zonage à dire d'acteurs comme Caron (2009) l'a effectué dans le Nordeste brésilien, mais les limites temporelles ne l'ont pas permis. Néanmoins le système d'information mis en place par Issan (2018) dans son mémoire dans le cadre de cette étude (et qui a été omis, contraintes méthodologiques et pédagogiques obligent) rentre dans les attentes de ce type de thématique.

Les perspectives d'approfondissement sont nombreuses notamment en termes de participation des populations et des administrations. En outre, il est possible d'effectuer un micro zonage terroir par terroir ou village par village pour éviter des chevauchements et conflits comme cela a été le cas en RDC par le WWF et Form International (2014). En effet, le micro-zonage a pour objectif de réduire ou d'atténuer

les conflits liés à l'utilisation des terres, de reconnaître les acteurs du milieu ou les parties prenantes, de stabiliser la situation de leurs terres et terroirs, et enfin de les conduire à la reconnaissance et au respect mutuels de leurs droits.

5. CONCLUSION

Cette étude a eu pour objectif de proposer à la lumière de différents paramètres topographiques, pédologiques, écologiques, économiques et agronomiques un zonage agricole pour la région administrative du Centre du Cameroun. Il a permis de faire état des difficultés de gouvernance et de planification de l'occupation du sol au Cameroun. Ensuite, sur la base des enquêtes de terrain, différentes spéculations inhérentes à la zone d'étude ont été recensées. Le traitement des images satellitales acquises a permis une analyse diachronique de l'occupation du sol et de l'affectation des terres, procurant ainsi des orientations indispensables au zonage. Il en est ressorti une très forte occurrence de la savane qui traduit une évolution de l'occupation du sol marqué par la déforestation. En même temps, un grand contraste d'un département à un autre. Cette analyse a été complétée par la classification orientée objet sur des images à très haute résolution spatiale (THRS). Le zonage effectué est viable, seulement il aurait pu être approfondi et plus précis sur une échelle spatiale plus petite (niveau village ou terroir) où la participation des populations locales est essentielle. Toutefois, le cadre réglementaire de la gestion foncière n'étant pas adapté, l'augmentation des acteurs multiples sollicitant la terre et le manque d'emboîtement des stratégies de ces derniers conduisent à penser qu'il faut établir d'urgence une certaine cohérence entre les lois camerounaises sur la forêt, l'environnement, les mines, le foncier et sur l'agriculture. En effet, la diversité de ces agricultures familiales et industrielles requiert de proposer des repères pour caractériser la complexité foncière de ces exploitations agricoles situées entre régression, résilience, changement climatique et adaptation.

Remerciements

Nous exprimons notre profonde gratitude au projet d'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO) qui a partiellement financé les recherches pour la réalisation de cette contribution.

Références bibliographiques

AAA, 2016. *Initiative pour l'Adaptation de l'Agriculture Africaine, Faire face aux défis du changement climatique et de l'insécurité alimentaire*. Livre Blanc. Marrakech, 15p

Abossolo, S.A., Amougou J.A. & Tchindjang M. 2017. *Perturbations climatiques et pratiques agricoles dans les zones agro écologiques du Cameroun. Changements socioéconomiques et problématique d'adaptation aux bouleversements climatiques*. Connaissances et Savoirs, Paris, 254p.

Bakker T. Kanbogue F., Lamboni A & Makenou R., 2017. *Guide méthodologique pour la mise en œuvre du zonage dans la région des savanes. Un outil pour la mise en place effective des pratiques agroécologiques et la gestion concertée des ressources naturelles au niveau d'un terroir*. Editeurs : AVSF, ICAT, INADES Togo, RAFIA, UROPC-S, 34p

Banque Mondiale, 2007. *Rapport annuel 2007*. Washington, 68p.

Banque Mondiale 2008a. *Croissance économique et réduction de la pauvreté dans les trois mondes ... L'agriculture au service du développement*. (1). Washington, 456p.
<http://siteresources.worldbank.org/INTRDM2008INFRE/Resources/Chapter1.pdf>

Banque Mondiale, 2008b. *Rapport sur le développement dans le monde 2008 : L'agriculture au service du développement*. (Abrégé). Washington, 27p.

Bella H. 2009. *Agriculture et croissance économique au Cameroun*. Mémoire d'ingénieur. Institut Sous-régional de Statistique et d'Economie Appliquée (ISSEA) Yaoundé, 85p.

BUCREP (Bureau central des recensements et des études de population, Cameroun). 2010. *Troisième recensement général de la population et de l'habitat. Rapport de présentation des résultats définitifs*. Yaoundé, 65p.

Caron P., 2000. Connaître, représenter, planifier et agir : le zonage à dire d'acteurs, méthodologie expérimentée dans le Nordeste du Brésil. in *Dynamiques agraires et construction sociale du territoire*. Séminaire CNEAR C-UTM, 26-28/04/1999, Montpellier, France ; pp.163-170.

CBFP & CARPE. 2005. *The forests of the Congo basin: a preliminary assessment*.
http://carpe.umd.edu/products/PDF_Files/FOCB_APrelimAssess.pdf

Christiaensen L et Martin W., 2018. Nouvelles études sur le rôle de l'agriculture dans la réduction de la pauvreté : cinq conclusions à retenir. <https://blogs.worldbank.org/voices/fr/nouvelles-etudes-sur-le-role-de-l-agriculture-dans-la-reduction-de-la-pauvrete>

Definiens Professional 5 2006 "User Guide". Munich, 249 p.

Dhaou Hanen et Belghith Abderrazek 2009. Le zonage agroécologique, un outil nécessaire de suivi-évaluation des milieux sensibles : application à la région des basses plaines méridionales (Sud tunisien). *Sécheresse* 2009 ; 20 (4) : 325-332.

Doumenge, C., Palla, F., Scholte, P., Hiol Hiol, F. et Larzillière, A. (Eds.). 2015. *Aires protégées d'Afrique centrale – État*. OFAC, Kinshasa et Yaoundé, 256 p.

- Eloy L. & Le Tourneau F-M. 2009. L'urbanisation provoque-t-elle la déforestation en Amazonie ? Innovations territoriales et agricoles dans le nord-ouest amazonien (Brésil), *Annales de géographie* vol.3, 667, p.204-227.
- Ernst C., Mayaux P., Verhegghen A., Bodart C., Christophe M., Defourny P. 2013. National forest cover change in Congo Basin: deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005, *Global Change Biology*, Vol. 19, Issue4 ; p1173-1187.
- FAO 2001. *Le rôle de l'agriculture dans le développement des pays les moins avancés et leur intégration à l'économie mondiale*. Rome, <http://www.fao.org/3/y0491f/y0491f02.htm>
- Franqueville A. 1984. Yaoundé. Construire une capitale. Etudes Urbaines, ORSTOM. Paris, 192p.
- Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L., Dessard H. & Garcia C., 2016. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas», *BASE*, Vol.20, numero 2, pp183-194 URL : <https://popups.uliege.be:443/1780-4507/index.php?id=13022>.
- Gollin, D. 2010. Agricultural productivity and economic growth.. In *Handbook of Agricultural Economics*. P. Pingali et R. Evenson, éd. New York : Elsevier. pp. 3825-3866.
- INS/MINSANTE/UNICEF. 2015. « *Enquête par grappes à indicateurs multiples (MICS5), 2014* » Rapport Final. Yaoundé, 503p.
- Institut National de la Statistique (INS), 2015. *Rapport national sur les Objectifs du Millénaire pour le Développement en 2015*. Yaoundé, 48p.
- Issan I 2018. *Conception d'un système d'informations géographiques pour l'appui au zonage agricole dans la région administrative du centre Cameroun*. Rapport de projet tutoré de M1. Institut Universitaire de la Côte, Douala. 40p.
- Le Roux X. , Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Estrade J-R., Sarthou J-P. et Trommetter M. 2012. *Agriculture et biodiversité Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective INRA Editions QUAE Paris, 178p
- Martin A. 2011. *Atlas forestier interactif du Cameroun*. Version 3.0. Document de Synthèse. 64p.
- MINADER, 2000-2012, *Annuaire des statistiques du secteur agricole*. Campagnes 1999-2000, 2000-2001, 2001-2002, 2004-2005, 2005-2006, 2006-2007, 2007-2008, 2009-2010. <http://www.minader.cm/uploads/>
- MINEPDED, 2015. *Plan National d'Adaptation aux Changements Climatiques au Cameroun*. Document préparé avec le soutien du Japon, la GIZ, le GWP et le PNUD, Yaoundé, 153p.
- Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural (MINADER). 2005. *Document de stratégie de développement du secteur rural*, 189p.

Ministère de l'Économie et de la Planification du Territoire (MINEPAT), 2009. *Document de Stratégie pour la Croissance et l'Emploi (DSCE)*, 168p.

Ministère de l'Habitat et du Développement Urbain (MINHDU), 2018. *cadre de gestion environnementale et sociale (CGES), Rapport final* ; 130p.

Nguiffo, S. et Mbianda, F. 2013. Une autre facette de la malédiction des ressources ? Chevauchements entre usages différents de l'espace et conflits au Cameroun. Éditions Karthala « *Politique africaine* » N° 131 pp143-162.

Oduola Yodele (2017). *Inégalités de revenus en Afrique subsaharienne : tendances divergentes, déterminants et conséquences.* www.africa.undp.org/.../Overview-Income%20inequality%20Trends%20SSA_FR-we.

Puech, C., 2000. *Utilisation de la télédétection et des modèles numériques de terrain pour la connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes.* Habilitation à diriger des recherches, Mécanique des milieux, Géophysique et Environnement, INPG Grenoble. 83 p.

République du Cameroun. 2005. *Document de stratégie de développement du secteur rural.* Yaoundé, 173p.

- Rossignol Hélène (2012) *Méthode d'identification et de cartographie des terres agricoles en friches par télédétection à La Réunion.* Rapport de stage de Master en « Systèmes Territoriaux, Environnement et Patrimoine » Spécialité « Systèmes d'Information Géographique », Parcours professionnel. Université Jean Monnet, 103p.

Santoir C. et Bopda A. 1995. (eds.). *Atlas régional Sud-Cameroun.* IRD, MINREST-INC.

Schwartz, B., Hoyle, D. Nguiffo, S. 2012. *Tendance émergentes dans les conflits liés à l'utilisation des terres au Cameroun, Chevauchements des permis des ressources naturelles et menaces sur les aires protégées et les investissements directs étrangers.* Rapport réalisé en partenariat entre le WWF, le CED et RELUFA, 20p.

Tchatchou B., Sonwa D.J., Ifo S. & Tiani A.M., 2015. *Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : état des lieux, causes actuelles et perspectives.* Bogor, Indonésie : CIFOR.

The World Bank (2014). *World development indicators 2014*, 115p.

Villier J-F. 1995. La végétation. In : *Atlas régional Sud-Cameroun*, Eds Santoir C. et Bopda A. 1995. planche 4, 11 p.

De Wasseige C., Tadoum M., Eba'a Atyi R. et Doumenge C. (eds.). 2015. *État des Forêts 2015 - Forêts et changements climatiques*, 128p.

WWF et Form International (2014). *La méthodologie du micro-zonage participatif. Capitalisation des expériences sur le micro-zonage en RDC Congo Basin Program.* 4p.

Youta J. H., Bonvallot J., Hotyat M., Achoundong J.G., Dessay N., Guillet B., Peltre P., Schwartz D., Servant M. & Simonneaux V.. 2003. Bilan de la dynamique du contact forêt-savane en quarante ans (1950-1990) dans la région du confluent du Mbam et du Kim, Centre-Cameroun. In *Peuplements anciens et actuels des forêts tropicales : actes du séminaire-atelier*, Eds Froment A. & Guffroy J., pp. 211-218.

Cartographie et évaluation de la disponibilité des terres agricoles en Guinée Maritime

CAMARA Aboubacar Ahmadou ^(1, *), SAIDI Slim ⁽²⁾, GAZULL Laurent ⁽²⁾

⁽¹⁾ Institut de Recherche Agronomique de Guinée (IRAG)

⁽²⁾ Centre de Coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD),
Montpellier, France.

* Auteur correspondant : CAMARA Aboubacar Ahmadou, acamara@cirad.fr

Résumé

En Guinée Maritime, face aux pressions croissantes observées partout sur les terres agricoles, il est urgent d'identifier les meilleures terres pour l'agriculture, de manière à les préserver de l'urbanisation, de l'extension des zones minière et des infrastructures. L'évaluation des potentialités agricoles est opportune dans ce contexte pour alimenter les réflexions sur l'aménagement, les productions agricoles et la gestion des ressources naturelles. Ainsi, l'analyse croisée sous SIG des données sur l'occupation des sols, les pentes, les sols et leurs aptitudes culturales a permis de fournir des connaissances précises et géolocalisées sur les terres potentiellement propices à l'agriculture en Guinée Maritime.

Le potentiel de terres arables de la Guinée Maritime est de 2 388 366 ha soit 54,55 % de la région. Il est constitué à 63% de terres à aptitude culturale moyenne (1 503 276 ha). Les terres disposant d'un bon potentiel de développement agricole (sols aptes sur faible pente, profond avec possibilité de mécanisation) couvrent une superficie de 435 273 ha soit 18% de des terres arables. Les terres à faible potentiel (pentes fortes, sols squelettiques peu profonds) représentent 19% des terres arables, soit 449 817 ha. Les résultats de ce travail ouvrent le débat sur l'optimisation de l'utilisation des terres et la gestion durable des ressources renouvelables dans cette région. L'élaboration et de la mise en application d'un Plan d'occupation et d'utilisation des terres qui allie les besoins de développement agricole, urbain, minier et de protection de la nature est aujourd'hui un impératif pour cette région.

Mots clés : Terres agricoles, cartographie, aptitudes culturales, occupation du sol, Guinée Maritime.

Abstract

In Maritime region of Guinea, in the face of increasing pressures everywhere on agricultural land, it is urgent to identify the best land for agriculture, so as to preserve them from urbanization, extension of mining areas and infrastructure. The evaluation of agricultural potential is appropriate in this context to feed the reflections on management, agricultural production and the management of natural resources. For example, GIS cross-analysis of land cover, slope, soil and crop management data has provided accurate, geolocated knowledge of land potentially suitable for agriculture in Maritime Guinea.

The potential of arable land in Maritime Guinea is 2,388,366 ha or 54.55% of the region. It is made up of 63% of land with average cultural capacity (1,503,276 ha). Land with good potential for agricultural development (soils suitable for low slopes, deep with the possibility of mechanization) cover an area of 435,273 ha or 18% of arable land. Low potential lands (steep slopes, shallow skeletal soils) account for 19% of arable land, or 449,817 ha. The results of this work open the debate on optimizing land use and sustainable management of renewable resources in this region. The development and implementation of a Land Use and Land Use Plan that combines the needs of agricultural, urban, mining and nature protection development is now a necessity for this region.

1. INTRODUCTION

Les décisions en matière d'utilisation des terres ont toujours été intimement liées à l'évolution des sociétés. Elles découlent fréquemment des préoccupations de planification de l'aménagement du territoire en lien avec les besoins alimentaires, économiques et sociaux des populations (Roudart, 2009). Cela peut se traduire par l'utilisation concurrentielle des terres et des pressions sur des ressources naturelles qu'elle porte.

La planification spatiale a pour objet de guider les décisions concernant l'utilisation des terres pour permettre à l'homme de tirer le maximum d'avantages des ressources de l'environnement, tout en veillant à leur conservation pour l'avenir. Ceci suppose l'intelligence, non seulement de l'environnement naturel, mais aussi des utilisations des terres envisagées (FAO, 1997).

1. Ces dernières décennies, la Guinée Maritime, comme la plupart des régions littorales de l'Afrique, connaît des changements rapides qui obligent à repenser les modes d'intervention face aux préoccupations d'un développement maîtrisé et durable. Ces évolutions d'ordre démographique (croissance rapide, urbanisation accélérée, exode rural), économique (exploitation accrue des ressources agricoles, halieutiques, minière et forestière) et environnemental (évolution des modes d'occupation des terres, pression foncière, déforestation, perte de biodiversité...) se matérialisent dans l'espace et contribuent à la transformation rapide de ce territoire (Rossi, 2005, Rossi, et al., 2000).

Face aux pressions croissantes sur les terres agricoles observées partout dans cette région, il est urgent d'identifier les meilleures terres pour l'agriculture, de manière à les préserver de l'urbanisation, de l'extension des zones minière et des infrastructures.

L'aménagement raisonné de cette région requiert de bonnes connaissances des caractéristiques physiques des terres. Mais ces données intrinsèques ne suffisent pas ; il est nécessaire de les envisager du point de vue de l'aptitude des terres aux affectations envisagées (D. Morelle, P. Lejeune, 2000). La production agricole est particulièrement dépendante des caractéristiques des terres.

L'aptitude des sols à la mise en valeur agronomique dépend de leurs potentialités intrinsèques découlant de leurs caractéristiques physicochimiques, biologiques, de la relation eau/sol et d'autres caractéristiques telles que le relief et la topographie, le climat ou encore l'intervention humaine (Certu, 2013 ; Durand, 1980, Mailloux et al. 1964).

Par cet article, nous voulons montrer la manière dont les facteurs biophysiques extrinsèques peuvent contribuer à l'évaluation globale de l'aptitude des terres à l'agriculture. Les résultats obtenus serviront de référence pour préserver les bonnes terres agricoles d'autres affectations, initier les actions développement agricole adaptées et la préservation des zones sensibles.

Cette contribution présente les principaux résultats de ce travail et s'organise autour de trois parties : i) données et méthode, ii) les résultats, iii) les discussions et iv) la conclusion.

2. DONNEES ET METHODES

La méthodologie s'inspire des démarches d'évaluation des terres et de zonage agro-écologique (Blein *et al.* 2008 ; IIASA/FAO, 2012 ; FAO, 1997, Saïdi *et al.* 2013). Elle consiste à spatialiser, quantifier et décrire les terres potentiellement propices au bon développement de l'agriculture en combinant des facteurs biophysiques, agronomiques et socio-économiques.

2.1. Préparation des variables cartographiques de base

Il s'agit de l'acquisition des données cartographiques nécessaires à notre analyse, leur intégration et leur structuration dans une base données géographique (couches administratives, modèle numérique de terrain, la carte morpho-pédologique et les images satellites). Ainsi, plusieurs cartes thématiques nécessaires à notre analyse ont été réalisées.

2.1.1. Cartographie du relief et des pentes

La topographie et les pentes conditionnent les systèmes de culture pratiqués et certains seuils de pente constituent des limites pour le développement optimal de l'agriculture. La carte des pentes permet d'extraire les zones humides de bas-fond, de plaines, puis des zones à pentes fortes, défavorables à l'agriculture. Pour cela, nous avons pu acquérir à partir du site web de la NASA (<https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>) le Modèle Numérique d'Élévation d'ASTER à 30 m de résolution (*Aster Global Digital Elevation Map Announcement*).

Ainsi, après la correction des anomalies relatives au modèle numérique de terrain (trous, absence de donnée, ...), nous avons pu dresser les cartes du relief et des pentes (Figures 1 et 2). Quatre classes de pente en lien avec leur possibilité de mise en valeur agricole ont été définies. Les contraintes relatives à la pente ont été appréciées par leur valeur en pourcentage (%), qui indiquera aussi les possibilités d'utilisation des terres : les zones à pentes favorables (0 à 30%) avec possibilités de mécanisation (0 à 16%) et défavorables à l'agriculture à forte propension à l'érosion (> à 30%), impropres pour la mécanisation (Figure 2). Les espaces occupés par cette dernière classe ont été donc soustraits du potentiel de terre arable.

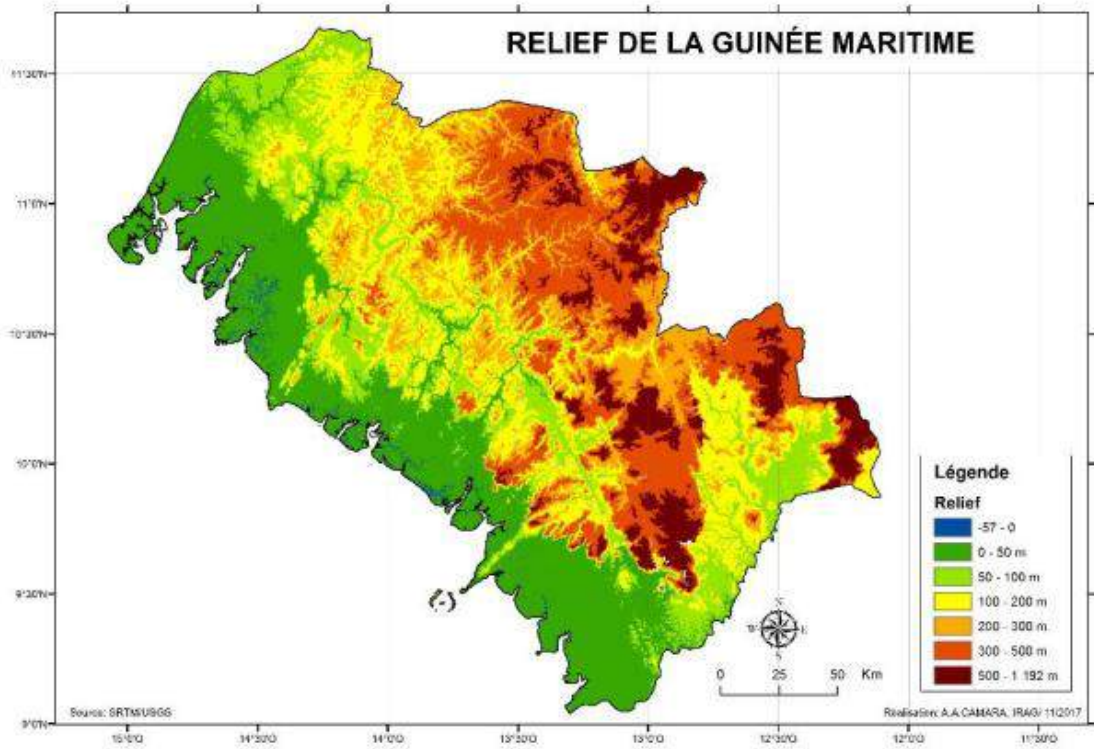


Figure 6: Carte du relief de la Guinée Maritime

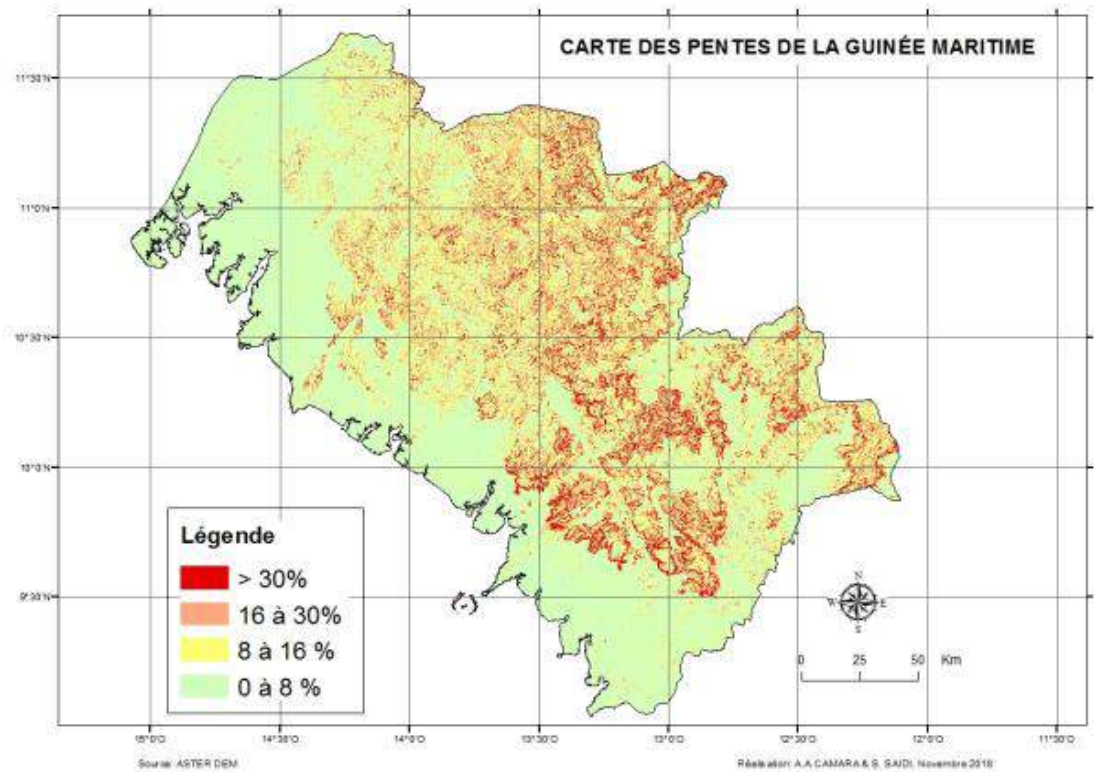


Figure 7: Carte des pentes de la Guinée Maritime

2.1.2. Cartes des sols et des aptitudes agricoles

Les sols, leurs caractéristiques physiques et leur niveau de fertilité constituent des facteurs essentiels pour l'évaluation des potentialités agricoles. Ils conditionnent le choix des espèces et leurs rendements. La détermination des types de sol et leurs aptitudes agronomiques ont permis d'extraire les terres propices et impropres à l'agriculture (carte des aptitudes culturelles). Pour disposer de cette donnée importante à notre analyse, nous avons géoréférencé et numérisé la carte morpho-pédologique de la basse Guinée (Boulvert, 2004). Par la suite, les correspondances des classes morpho-pédologique de l'IRD ont été croisées avec les types de sol identifiés par le Service National des Sols (SENASOL).

Les aptitudes culturelles des terres ont été définies en fonction des types de sol (Figure 3). Elles correspondent à la capacité actuelle de chaque unité à supporter le développement des systèmes de cultures pratiqués dans la région en fonction de la géomorphologie (pente) et des conditions édaphiques (aptitude potentielle).

Le processus a consisté à grouper les unités de sol en 4 classes d'aptitude : i) élevée, ii) moyenne, iii) marginale, vi) Inaptitude permanente (Figure 4). A noter qu'aucune classification des aptitudes ne restera entièrement figée, mais évoluera en fonction des usages et des modes d'aménagement.

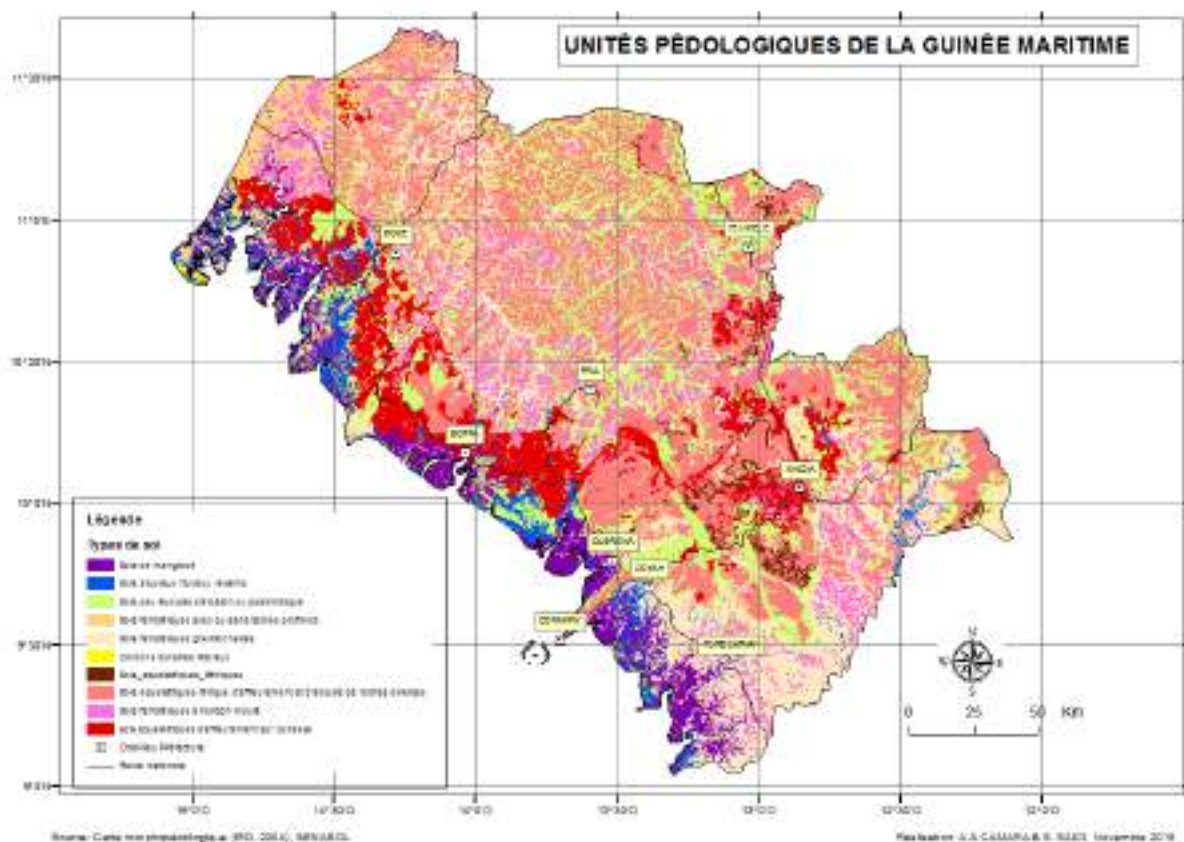


Figure 8: Carte des sols de la Guinée Maritime

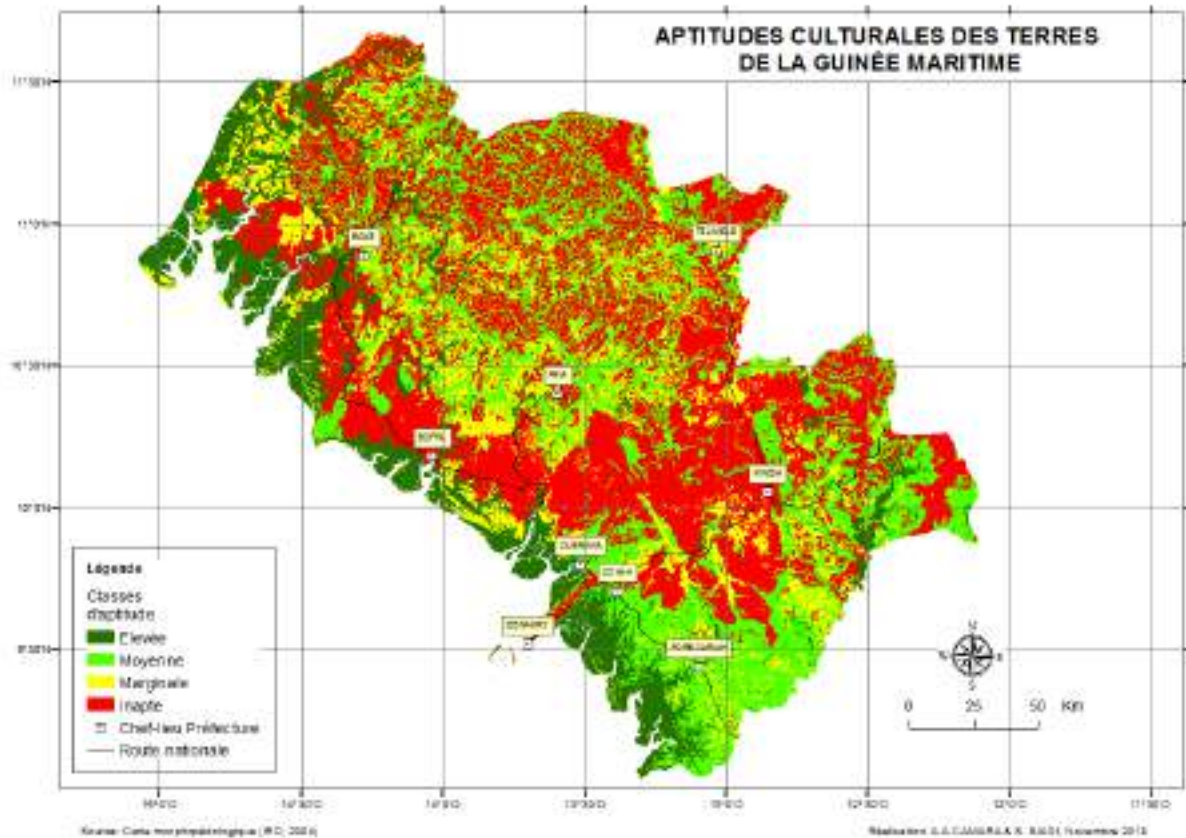


Figure 9: Aptitudes des terres de la Guinée Maritime

2.1.3. Cartographie de l'occupation du sol

La cartographie de l'occupation du sol a tout d'abord consisté à l'acquisition et au traitement de dix-neuf (19) images SPOT fournies par le projet OSFACO. Il s'agit plus précisément de 9 images issues du capteur Spot-6 prises à des dates différentes (3 images de 2014, 4 images de 2015 et 2 images de 2016) et 10 images du capteur spot-7, également prises à des dates différentes (2 images de 2015, 7 images de 2016 et 1 image de 2017).

Nous avons ainsi utilisé l'indice de végétation SAVI (*Soil-Adjusted Vegetation Index*) de Huete (1988), pour la segmentation de l'ensemble des images sous ERDAS avec quatre principales classes (eau libre, sol nu, végétation et jachère) comme le montre la Figure 5.

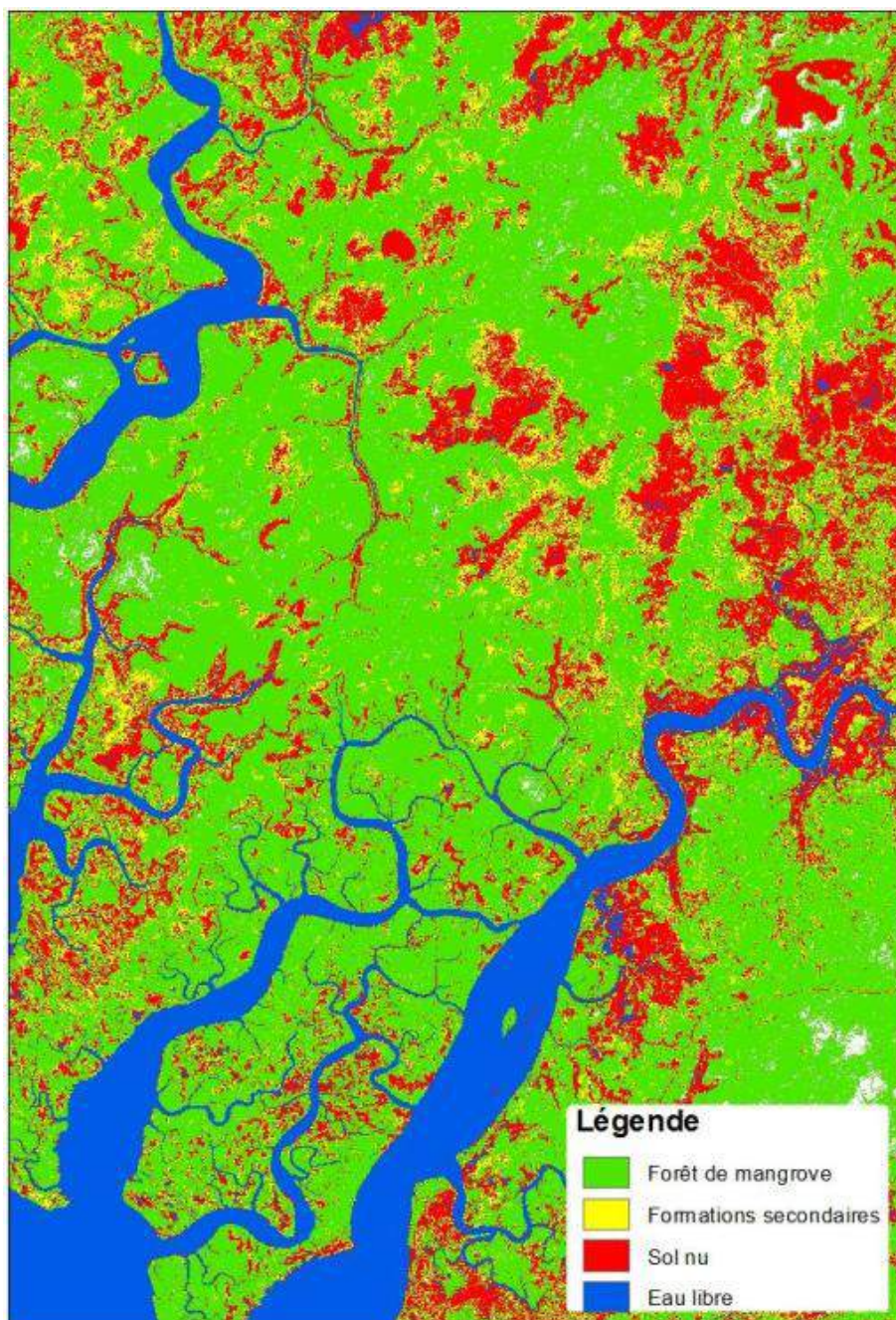


Figure 10: Extrait de la classification à partir du seuillage du modèle SAVI

Ces premières cartes ont permis de dégrossir notre approche cartographique après avoir préalablement été nettoyées et vectorisées sous SIG (ArcGis). Par la suite, sur fonds d'images, les polygones issus de cette vectorisation ont été ajustés, découpés ou fusionnés manuellement pour affiner selon une approche de photo-interprétation classique, appuyée par plusieurs vérifications sur le terrain. Cette approche a permis enfin de dresser une première cartographie de l'occupation du sol et en particulier celle des forêts et des espaces impropres à l'agriculture (bâti, mine, infrastructures, eau libre, marais inondés, carapaces rocheuses, etc.).

2.2. Cartographie des terres agricole disponibles

Afin d'obtenir une estimation globale des terres agricoles disponibles en Guinée Maritime, la combinaison des données issues des classes de pente (0-8% favorable ; 8-16% : moyennement favorable ; 16-30% : peu favorable et > 30% : défavorable) et de celles relatives aux aptitudes agricoles des sols (apte, moyennement apte, peu apte et inapte) a été opérée. De cette première analyse ont été extrait l'ensemble des espaces impropres à l'agriculture (bâti, mine, infrastructures, eau libre, marais inondés, carapaces rocheuses,).

3. RESULTATS

La Figure 6 présente la répartition du potentiel agricole des terres de la Guinée Maritime. Le tableau 1 fournit les statistiques sur ce potentiel et l'importance de chacune des classes. La Figure 6 montre que le plus grand potentiel en terre agricole se situe sur le littoral avec les plaines de mangroves et les basses terrasses de piedmont qui se prolonge jusqu'à la frontière de Sierra Leone.

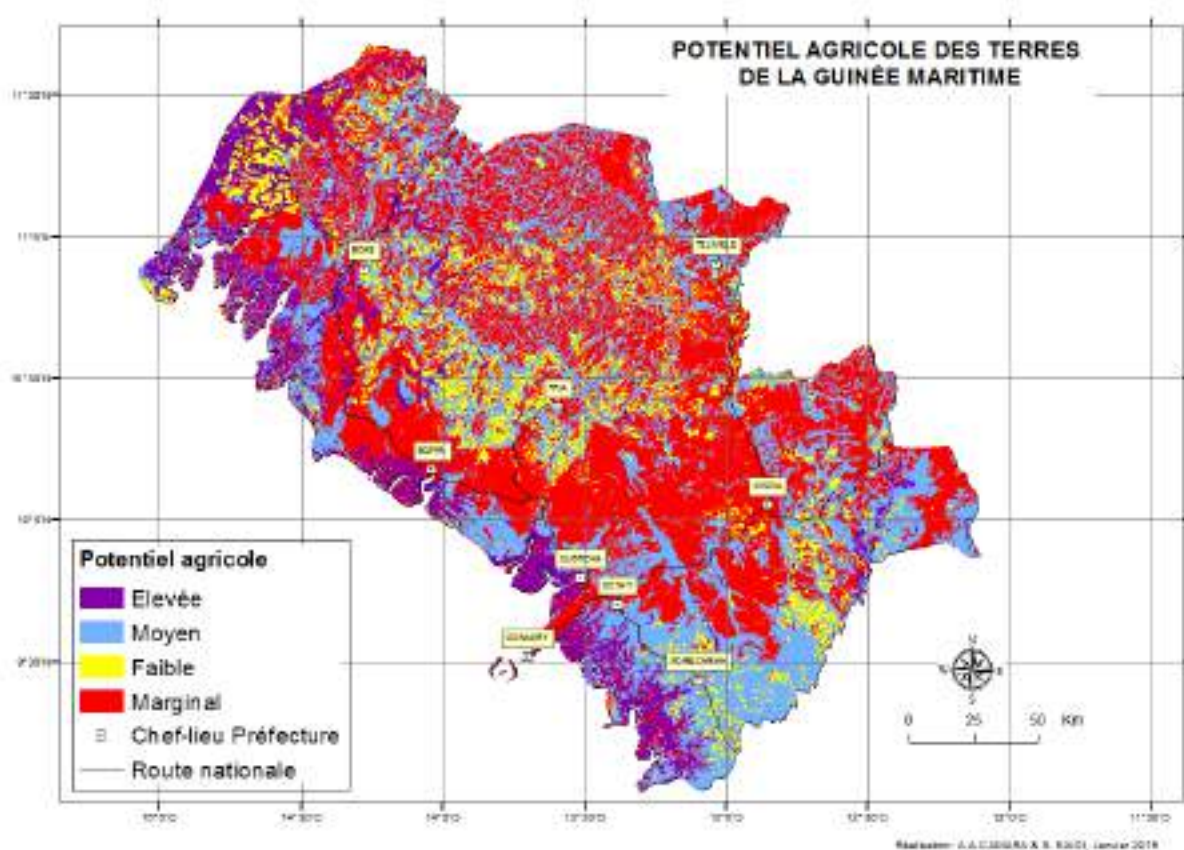


Figure 11: Potentiel agricole des terres de la Guinée Maritime

Tableau n°1 : Potentiel en terre arable de la Guinée Maritime

Type de sols	Potentiel agricole	Surface (Ha)	Proportions (%)
Sols de mangroves	Élevé	210 617	4,81
Sols ferralitiques profonds avec ou sans taches	Élevé	224 656	5,13
Total des sols à potentiel agricole élevé		435 273	9,94
Sols ferralitiques gravillonnaires	Moyen	624 855	14,27
Sols peu évolués d'érosion ou Psammétique	Moyen	736 657	16,82
Sols alluviaux fluviaux récents	Moyen	141 764	3,24
Total des sols à potentiel agricole moyen		1 503 276	34,33
Cordons dunaires littoraux	Faible	12 322	0,28
Sols ferralitiques à horizon induré	Faible	437 494	9,99
Total des sols à potentiel agricole faible		449 817	10,27
TOTAL DES TERRES ARABLES		2 388 366	54,55
Sols squelettiques d'affleurement sur cuirasse	Marginal	402 775	9,20
Sols squelettiques lithiques	Marginal	39 094	0,89
Sols squelettiques lithique d'affleurement et d'éboulis de roche diverses	Marginal	1 151 768	26,31
Pentes supérieures à 30 %	Marginal	251 325	5,74
Espaces non agricole	Marginal	145 127	3,31
TOTAL TERRES MARGINALES		1 990 089	45,45
TOTAL REGION		4 378 455	100,00

Le potentiel global de terres arables de la Guinée Maritime est de 2 388 366 ha, soit 54% de la région (Tableau 1). Il est essentiellement constitué de terres à potentiel agricole moyen avec 63% des terres arables. Le relief très accidenté de la région avec des massifs gréseux, des escarpements, des pentes fortes et sa géologie marquée par des affleurements de carapaces ferrugineuses, font que plus de 40% des terres de de la région sont impropres à l'agriculture. Les paragraphes qui suivent décrivent les 4 classes de potentiel, leurs contraintes de mise en valeur et des propositions de vocations pour leur valorisation agricole.

3.1. Classe de potentiel élevé

Il s'agit des terres disposant d'un bon potentiel de développement agricole (sols aptes à faible pente, sol profond avec possibilité de mécanisation, etc.). Cette classe regroupe les sols hydromorphes (plaines de mangroves et bas-fond intérieures) et ferrallitiques profond. Ces unités couvrent une superficie de 435 273 ha, soit 18% de des terres arables, mais présente des spécificités en termes de vocation et d'aménagement pour optimiser leur valorisation.

2. La principale vocation agricole des plaines de mangroves est la riziculture et les bas-fonds sont dévolus à la riziculture en saison des pluies et le maraîchage de contre saison.

3. Les contraintes de valorisation agricole de ces milieux seraient liées à leur submersion une bonne partie de l'année et le maintien de la productivité dans les conditions d'exploitation continue.

4. La mise en valeur agricole durable des plaines de mangroves et des bas-fonds passerait par des aménagements hydro-agricoles adaptés pour une bonne maîtrise de l'eau (drainage et irrigation) et l'adoption des systèmes de cultures intensives (semences améliorées, apports d'engrais organiques, itinéraires techniques, etc.).

3.2. Classe d'aptitude moyenne

Ce sont des espaces présentant un ensemble de limitations moyennement sérieuses (pente moyenne de 8 à 16%, sols ferrallitiques gravillonnaires, sols alluviaux récents, etc.), pour le développement des cultures vivrières (riz, maïs, arachide, maraîchage, ...) et fruitières (manguier, bananier, ananas, ...). Cette classe occupe 63 % des terres arables (1 503 276 ha).

Cependant, la réduction des temps de jachère qui ne permet plus la régénération du couvert végétal et des sols favorise la dégradation des sols et la baisse de leur productivité. Ainsi, pour une valorisation optimale de ces espaces importants, les cultures vivrières en couloirs doivent alterner avec des bandes d'agro-forêts, de plantations pérennes, de forêts ou de jachères enrichies par les plantes améliorantes. L'adoption des systèmes d'assolement et de rotation raisonnés, limiterait la dégradation des sols et garantirait une bonne productivité et une gestion durable de cette unité à vocation agro-écologique.

3.3. Classe de potentiel faible

Ce sont des hautes terrasses, des sommets de montagnes et des collines sur des sols peu profonds qui présentent un ensemble de limitations sérieuses au maintien des systèmes de cultures de défriches-brûlis (pentes 16 à 30 % avec des risques d'érosion importants, sols squelettiques et peu profonds). Ces contraintes réduisent la productivité de ces espaces, de telle sorte que leur potentiel agricole est plus que faible.

Ainsi, pour tirer le meilleur profit de ces espaces qui couvrent 19% des terres agricoles (449 817 ha) et limiter leur dégradation qui pourrait être irréversible dans un horizon temporel plus ou moins proche,

les options de valorisation suivantes devraient être envisagées en lieu et place d'une agriculture vivrière de défriche-brulis :

- Sur les hautes terrasses, la promotion de l'agroforesterie à base de fruitiers pérennes limiterait les risques d'érosion et de dégradation des sols et fournirait des ressources monétaires et alimentaires aux populations locales.
- Sur les sommets de montagnes et collines, il faudrait donner la priorité à la régénération naturelle de la végétation pour fournir les services écosystémiques à la population (élevage raisonné, biodiversité, plantes médicinales, protection des têtes de source, habitat pour la faune, etc.). Il faut surtout les protéger des feux de brousse.

3.4. Classe de potentiel marginal

Il s'agit des espaces impropres à l'agriculture (bâti, surfaces en eau, infrastructures, mines et carrières, etc.) et les pentes supérieures à 30%.

Le développement des villes et des infrastructures doit intégrer certaines pratiques agricoles (agroforesteries, jardins, plantes ornementales, d'ombrage, allées boisées, etc.) pour offrir un meilleur cadre de vie et des ressources alimentaires de proximité.

Sur les pentes supérieures à 30% la priorité doit porter sur la régénération naturelle de la végétation pour réduire l'érosion et fournir les services écosystémiques à la population (biodiversité, plantes médicinales, protection des têtes de source, habitat pour la faune, etc.). Il faut surtout les protéger des feux de brousse.

4. DISCUSSIONS

La méthode proposée permet de combiner la plupart des facteurs biophysiques et de calculer un indicateur synthétique donnant une bonne approximation de l'aptitude agronomique et écologique des sols et de l'intérêt de leur préservation dans le contexte du changement climatique (Certu, 2013).

Begon et Mori (1982) soulignent que la notion de potentialité des terres, que le pédologue exprime en termes d'aptitudes physiques, est évidemment définie en fonction des cultures pratiquées. Ainsi, quand on porte un jugement au niveau de la parcelle d'exploitation, l'aptitude physique d'une terre, c'est-à-dire un sol replacé dans son contexte physiographique (pente, exposition, ...) doit se faire nécessairement par référence à un Système de culture précis.

En revanche, quand on travaille sur de plus grandes étendues, comme la région de Guinée Maritime, on doit nécessairement s'affranchir de références culturelles trop précises. Le but poursuivi étant d'évaluer, géolocaliser les meilleures terres pour les préserver pour les préserver des autres formes d'utilisation.

Cependant, la seule prise en compte des facteurs topographiques et pédologiques ne permet pas d'expliquer les différences de potentiel productif des terres au niveau local. L'intégration d'autres critères dans le système d'analyse comme le climat, en particulier la durée de période végétative, la fertilité des sols, les systèmes de cultures pratiqués, la disponibilité des ressources en eau, des possibilités d'aménagement, accès aux marchés, etc., permettront d'affiner les résultats de ce travail à l'échelle locale (commune, périmètre agricoles).

La carte finale peut contribuer aux réflexions sur l'aménagement et l'optimisation de l'utilisation des terres. Elle permettra en particulier de délimiter les meilleures terres agricoles, pour lesquelles aucune autre affectation que l'agriculture ne devait être autorisée (zones agricoles spécifiques ou des agropoles).

Le passage de cartes potentialités agricoles à celle des vocations, notamment à partir d'analyses multicritères, constituera un outil majeur de gouvernance de cette région.

Les systèmes d'information géographiques laissent incontestablement apparaître de nombreuses perspectives en matière de prise en compte des caractéristiques du milieu physique, écologique et humain pour tendre vers une utilisation rationnelle du territoire (Morelle et Lejeune, 2000).

5. CONCLUSION

L'analyse croisée sous SIG des données sur l'occupation des sols, les pentes, les sols et leurs aptitudes culturales a permis de fournir des connaissances précises et géolocalisées sur les terres potentiellement propices à l'agriculture en Guinée Maritime qui sont évaluées à 2 388 366 ha soit 54 % de la région.

Cependant, l'extension rapide des villes et des périmètres miniers alimentée par l'arrivée constante de populations à la recherche d'opportunités économiques (emplois, commerce, services), sur les terres arables contribuent de manière significative à réduire le potentiel agricole et à augmenter les pressions sur les ressources renouvelables. Le système de culture extensif de défriche-brûlis répandue dans la région est peu productif et fragilise les écosystèmes.

L'élaboration et de la mise en application d'un Plan d'occupation et d'utilisation des terres en lien avec la croissance démographique, la satisfaction des besoins alimentaires, les productions commerciales, l'extension des villes, le développement minier et la préservation de l'environnement est nécessaire.

Enfin, les informations spatialisées et statistiques sur les ressources agricoles de la Guinée Maritime sont de véritables supports pour la planification, l'aménagement et l'optimisation de l'utilisation des terres ainsi que de négociations intersectorielles (agriculture, environnement, mine, élevage, aménagement du territoire, etc.).

Références bibliographiques

- Begon J.C. et Mori A., 1982. Bulletin Technique d'Information, B.T.I. 370-372 – 1982, LI - AGRO.-121.
- Blein R., Soulé B. G., Dupaigne B. F., Yérima B., 2008. Les potentialités agricoles de l'Afrique de l'Ouest. IRAM, 116 p.
- Boulvert Y., 2003. Carte morphopédologique de la République de Guinée, Notice, IRD, 181 p & CD.
- Huete, A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI), Remote Sens. Environ. 25:295-309.
- CERTU, 2013 : Aptitude agronomique et écologique des sols. Fiche 4.4, 09/2013, Collection et Dossiers, Ed. Certu.
- Durand J.H., 1980. Les cartes d'aptitudes des terres. Bulletin de l'Association de Géographes Français, pp. 283-288
- FAO, 1997. Zonage Agro-écologique – Directives. Bulletin Pédologique de la FAO, no. 73.
- FAO, 1977. Cadre pour l'Evaluation des Terres. Bulletin Pédologique de la FAO – 32.
- IIASA/FAO, 2012. Global Agro-ecological Zones (GAEZ v3.0). IIASA, Laxenburg, Austria and FAO, 196 p.
- Mailloux, A., Dubé, A. & Tardif, L., 1964. Classement des sols selon leurs possibilités d'utilisation agricole. Cahiers de géographie du Québec, 8 (16), 231–249.
- Saïdi S., Camara A.A., Gazull L., Passouant M., Soumare M., 2013. Lowlands Mapping in Forest Guinea. International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems, 4(1), 20-34.
- ROUDART L., 2009 : Terres cultivables et terres cultivées : Apport de l'analyse croisée de trois bases de données à l'échelle mondiale. Etude commanditée par le service Statistique et Prospective du Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche (programme 215, action 2, sous-action 22), Bruxelles, Belgique.
- ROSSI G. et al. 2000. Atlas infogéographique de la Guinée Maritime. REGARDS – CNRS – IRD, Édition IRD, 180pp.
- Rossi G., 2005. La Guinée Maritime : une rapide mutation. Université de Bordeaux, 10p (http://www.adés.cnrs.fr/article.php?id_article=151).

Partie 5

Suivi et gestion des mangroves et écosystèmes spécifiques

Potentiel de l'imagerie multi- capteur dans le suivi des mangroves de l'estuaire du Wouri- Cameroun

KANA Collins Etienne ^(1,*), NGOUANET Chrétien ⁽²⁾, TIAKO TCHANGA Alexandra Céleste ⁽³⁾, JIOFACK TAFOKOU René Bernardin ⁽⁴⁾, NZALLA NGANGUE Guy Charly ⁽⁵⁾, FOLACK Jean ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ Université de Dschang, Cameroun

⁽²⁾ Institut National de Cartographie (INC), Cameroun

⁽³⁾ Consultante en géomatique

⁽⁴⁾ High Institute of Environmental Sciences

⁽⁵⁾ Université de Douala, Cameroun

⁽⁶⁾ ENVIREP, Cameroun

^(*) Auteur correspondant: KANA Collins Etienne, ckana71@yahoo.fr

Résumé

Reconnues pour leurs services environnementaux et notamment la séquestration du carbone, les mangroves du littoral camerounais restent assez mal documentées, précisément en ce qui concerne leurs superficies actuelles et leur répartition spatio-temporelle. La présente étude se propose d'évaluer le potentiel de la combinaison de l'imagerie optique et radar, de haute et très haute résolution spatiale, dans la délimitation et le suivi des mangroves autour de l'estuaire du Wouri. Les résultats indiquent qu'en l'absence d'une signature spectrale spécifique à la mangrove, permettant de l'isoler des autres peuplements forestiers littoraux, la classification orientée- objet combinant l'interférométrie Land Use (ILU) sur image radar (TerraSAR-X Stripmap) et des images SPOT 6 paraît efficace dans le renforcement de leur détectabilité. Aussi, le seuillage sur l'indice d'humidité de la transformation *tasseled cap* permet d'obtenir des résultats valides. Ces deux méthodes ont permis d'estimer à près de 910 km² la superficie actuelle des mangroves dans la zone d'étude. Ces mangroves ont connu une régression spatiale dont la vitesse varie localement au cours des trente dernières années: Autour de la métropole urbaine Douala, la régression a été de 7454,55 ha (soit 52% de leur superficie initiale), du fait des aménagements urbains et de la périurbanisation anarchique. Dans le site de Tiko par contre, leurs superficies sont passées de 11310,36 à 11203,41 ha, soit une régression de 106 ha seulement, au profit des faciès de dégradation, des cultures et accessoirement de l'habitat.

Mots clés : imagerie multi capteur, mangroves, suivi, dynamique récente, estuaire du wouri, Cameroun

Abstract

Recognized for their environmental services and especially carbon sequestration, Cameroon's coastal mangroves remain poorly documented, precisely with regard to their current area and their spatial/temporal distribution. The present study aims to evaluate the potential of the combination of optical and radar imagery, with high and very high spatial resolution, in the delimitation and monitoring of mangroves around the Wouri estuary. The results indicated that in the absence of a mangrove-specific spectral signature isolating it from other littoral forest, the object-oriented classification combining the interferometry Land Use (ILU) on a radar image (TerraSAR- X Stripmap) with SPOT 6 images appear effective in enhancing their detectability. Also, the threshold on the moisture index of the tasseled cap transformation gave valid results. These two methods estimated the current area of mangroves in the study area at nearly 910 km². These mangroves have experienced a spatial regression whose speed varies locally over the last thirty years: Around the urban area of Douala, the regression was 7454.55 ha (nearly 52% of their initial area), because of the urban development and anarchic peri-urbanization. In the Tiko site, on the other hand, their areas dropped from 11310.36 to 11203.41 ha, meaning a regression of only 106 ha, in favor of degradation coverts, crops and incidentally built-up area.

Keywords: *multi sensor imagery, mangroves, monitoring, recent dynamics, Wouri estuary, Cameroon*

1. INTRODUCTION

Les quatre dernières décennies sont marquées par la prise de conscience au niveau international sur la nécessité de limiter les concentrations de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère et de conserver les ressources biologiques dans la perspective d'un développement durable. A la suite de la Convention Cadre des Nations Unies pour les Changements Climatiques (CCNUCC) élaborée en 1992 et du Protocole de Kyoto signé en 1997, divers mécanismes de réduction de l'empreinte carbone du développement économique ont vu le jour (mécanismes de développement propre, mise en œuvre conjointe). C'est dans cette dynamique qu'est lancée entre 2005 et 2008, l'initiative internationale REDD (devenue REDD+ en 2011) visant à limiter les émissions de GES atmosphériques par la réduction de la déforestation et le renforcement des stocks de carbone forestier.

Les mangroves en général et celles de l'Afrique centrale en particulier, dans cette perspective, méritent une attention particulière : en plus des différents services écosystémiques qui leur sont reconnus depuis longtemps (enrichissement des ressources halieutiques côtières, stabilisation des côtes contre l'érosion, gisement de ressources floristiques et fauniques pour les communautés riveraines, etc.), les mangroves apparaissent depuis peu comme l'un des plus importants puits de carbone forestier. Des études récentes indiquent que cet écosystème peut séquestrer jusqu'à 1560 tonnes de carbone/ha dont 65% sous terre (Howard *et al.* 2017; ONU-REDD, 2017, André *et al.*, 2018). Le *blue carbon*, terme utilisé pour désigner le carbone côtier et marin, apparaît comme un potentiel longtemps négligé et souvent sous-estimé (Alongi, 2018; Atwood *et al.*, 2017; Donato *et al.*, 2011; Jardine *et Siikamäki*, 2014).

L'enjeu de la conservation des mangroves a suscité l'adhésion par le Cameroun à un certain nombre de Conventions (Conventions sur la Diversité Biologique, Conventions Ramsar et d'Abidjan) et l'élaboration d'outils réglementaires et opérationnels sur la gestion durable des écosystèmes côtiers (Plan d'Action National de Protection de l'Environnement Marin et Côtier contre les pollutions d'origine terrestre, le Plan d'Action National de Gestion des Zones Marines, etc.). En dépit de cette volonté politique, les mangroves du Littoral camerounais continuent de subir de nombreuses pressions liées à l'expansion urbaine, au développement économique (agro-industries, infrastructures industrielles, activités portuaires, exploration et exploitation des hydrocarbures, exploitation forestière artisanale, pêche non contrôlée, etc.) et à des pollutions multiples.

Du fait de ces pressions multiformes, la dynamique spatiale et temporelle des mangroves du Cameroun n'est pas suffisamment renseignée. Leur superficie évolutive sont l'objet d'incertitudes et des questions latentes : 250 000 ha (MINEF, 2010), 225 500 ha (FAO, 2007) ou encore à 400 000 hectares (Wafo 2009). L'UNEP (2007) évalue la superficie des mangroves à 195 700 ha et note une diminution de 28% par rapport aux surfaces évaluées en 1980. Plus récemment encore, le taux de perte des mangroves en Afrique Centrale a été évalué à 1,77 % annuellement depuis 2000. Ainsi, les superficies de mangrove détruites entre 2000 et 2010 sont estimées à 77 107 ha (PNUE/DEPI, 2015).

Cette variabilité des estimations conduit à s'interroger à la fois sur la pertinence des chiffres, la fiabilité des techniques de mesure et la variabilité locale de la vitesse de dégradation. De nombreuses études mettant à contribution le traitement d'images aérospatiales dans le suivi des mangroves au Cameroun sont disponibles. Certaines sont consacrées au développement méthodologique (Tonye et Akono, 2011 ; Onana et al., 2003), d'autres sont surannées, ou utilisent des images optiques toujours altérées par la forte nébulosité en environnement équatorial côtier (Afa, 1985 ; Din, 1995).

C'est pour combler les lacunes des données actuelles d'évaluation spatiale de la mangrove du littoral camerounais que la présente étude se propose d'évaluer le potentiel de l'imagerie optique et radar. De manière spécifique, il s'agit de :

- caractériser les mangroves du Littoral camerounais par imagerie satellite,
- suivre leur évolution spatiale récente,
- déduire les facteurs locaux de la dynamique observée.

Le choix est porté sur les mangroves de l'estuaire de Wouri, deuxième massif en superficie, après le bloc de la péninsule de Bakassi et devant celui de Kribi-Campo (Figure 1).

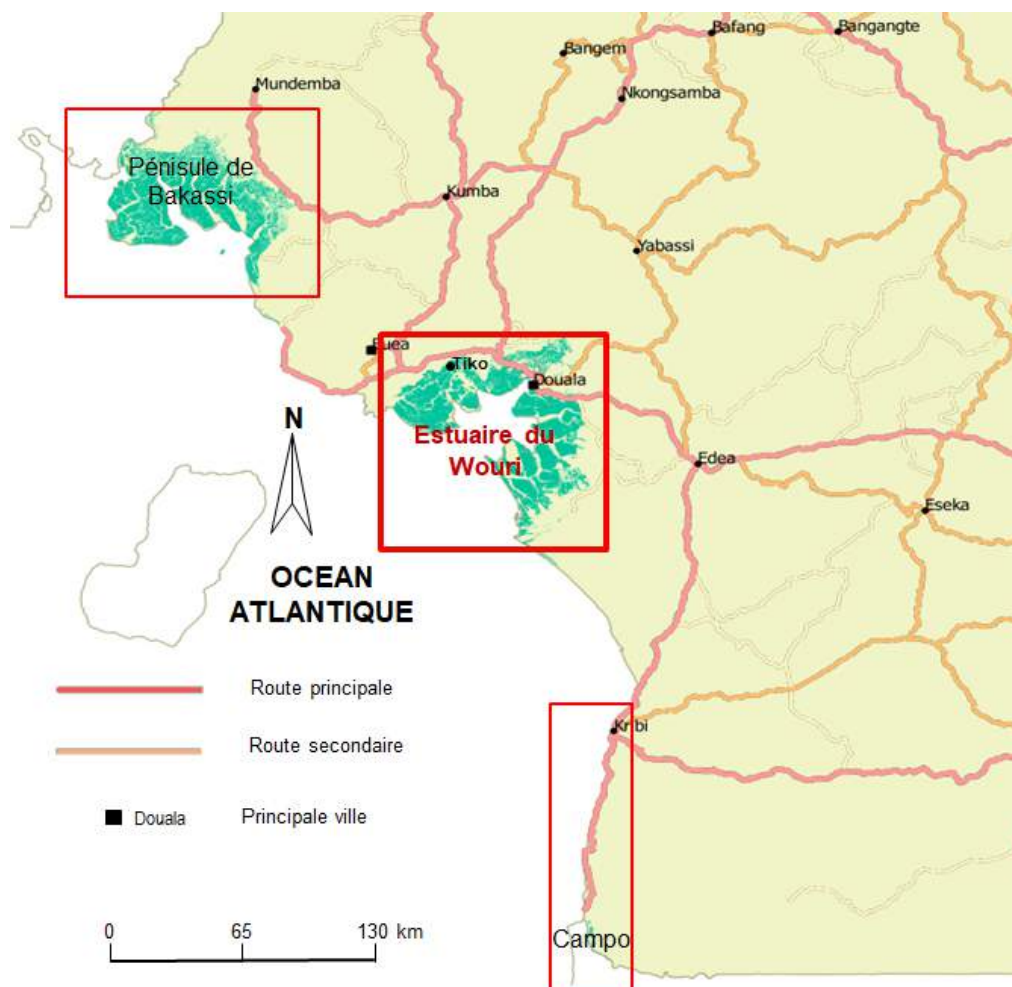


Figure 1 : Les grands blocs de mangroves sur la côte camerounaise

C'est un vaste delta marécageux, d'altitude inférieure à 10 mètres, où confluent de nombreux cours d'eau (*Wouri, Moungo et Dibamba*). C'est dans cet estuaire que les Européens installent les premiers comptoirs commerciaux dès le milieu du XIX^{ème} siècle. Pendant le protectorat allemand (1884-1914), un port y est construit pour favoriser l'accostage des navires marchands. La construction de deux lignes de chemin de fer, (l'une vers Nkongsamba et l'autre vers Edéa), et des routes bitumées accélère les échanges avec l'arrière-pays et renforce l'attractivité de la cité de Douala. La ville devient la principale agglomération du pays et s'accroît rapidement, passant de 23 000 en 1910 à 130 000 en 1955 et puis à 1 931 977 en 1987. A quarante de kilomètres à l'Ouest de Douala, se trouve la ville de Tiko, qui doit son essor à un petit port assurant les échanges de courte distance, (entre le Cameroun et de Nigéria) et à l'agriculture industrielle. La mangrove est cernée de toute part par les grandes plantations industrielles de palmier à huile et d'hévéa qui prospèrent dans cette zone basse et très humide (plus 3 500 mm de pluies par an, réparties sur toute l'année).

Bien que parcourue par de nombreuses criques, l'estuaire du Wouri est donc incontestablement le massif de mangrove qui subit une forte pression anthropique liée d'une part à la présence de Douala, ville millionnaire (2,8 millions d'habitants : BUCREP 2010) et principal pôle industrialo-portuaire d'Afrique centrale et d'autre part, à la coexistence d'une multitude d'activités à forte empreinte spatiale (plantations industrielles d'hévéa de la *Cameroon Développement Corporation (CDC)*, exploitation artisanale du bois et du sable, activités minières, etc.). Cette diversité des facteurs de pression impose la mise au point d'un protocole de traitement d'images apte à déceler les indicateurs d'impact sur les couverts forestiers.

2. DONNEES ET METHODES

La mise au point d'un dispositif méthodologique a pris en compte deux contraintes spécifiques liées à l'environnement côtier du Cameroun : la forte couverture nuageuse, particulièrement contraignante pour les systèmes de télédétection passifs ; la complexité des mangroves en elles-mêmes, souvent en peuplements purs ou en associations, en général proches des autres couverts forestiers littoraux d'un point de vue radiométrique. De ce fait, la confrontation des données issues de l'imagerie de très haute résolution spatiale et des observations de terrain s'est avérée indispensable. De plus, la forte nébulosité de l'environnement de l'étude a imposé l'utilisation conjointe des données optiques et radar.

2.1. Les données

C'est une masse importante d'images de haute résolution et la très haute résolution spatiale, optiques et radar qui a été mobilisée pour l'étude (Tableau 1).

En plus des 46 photographies aériennes très anciennes (datant de la période 1949 à 1970) couvrant quelques secteurs autour de Tiko et de Douala, une quinzaine de scènes d'images satellitaires ont été mobilisés pour l'étude. Chaque type de donnée a suivi des traitements spécifiques, en fonction des objectifs visés.

Tableau 1 : Données utilisées

Satellite/ capteur	Produit	Résolution spatiale	Date d'acquisition	Utilité pour l'étude
Photographies aériennes	panchromatique	0,5 m	Entre 1949 et 1980	Identification des mangroves par photo-interprétation ; validation des résultats des traitements d'images
GeoEye	multi spectrale	0,5 m	2017	
SPOT7	multi spectrale	6 m	06/01/2016	Traitements pour la discrétisation des mangroves et l'analyse diachronique des paysages
SPOT4	multi spectrale	20 m	13/12/2000 28/01/2001	
TerraSAR-X	ScanSAR (radar) StripMap (radar)	18,5 m	26/08/2017	
		3 m	11/11/2014	
			30/08/2017	
Landsat 1	MSS	60 m	06/06/1975	
Landsat 5	TM	30 m	21/12/1986	
			12/12/1986	
			12/04/1987	
Landsat 8	OLI	30 m	06/01/2016	
			26/01/2016	

2.2. Les traitements

L'utilisation des techniques classiques de photo-interprétation (ton, la forme, la texture, le patron, la taille, l'association) a permis de repérer des mangroves sur des photographies aériennes anciennes (Figure 2). Des berges des criques vers l'intérieur, on peut distinguer en fonction du ton et de la texture, au moins deux faciès correspondant soit à des groupements floristiques différents, soit à des faciès de dégradation.



Figure 2 : Repérage des mangroves sur photographie aérienne ancienne

Les techniques d'interprétation visuelle des images GeoEye récentes (2017) ont permis d'apprécier l'extension spatiale des couverts de mangroves sur plusieurs points d'intérêt non nuageux, et de disposer de ce fait des données de validation des méthodes automatiques ou semi automatiques.

Les opérations de classification supervisée et non supervisée des bandes brutes des différentes images de haute résolution spatiale se sont avérées peu aptes à discriminer les mangroves des autres forêts littorales. Différents indices de végétation et d'humidité ont été calculés, mettant à contribution différentes bandes de Landsat (Tableau 2).

Tableau 2 : Les différents indices calculés

Code	Nom de l'indice	Formule
Wetness Index	Indice d'humidité 1 (Transformation Tasselep Cap)	$(\text{Bleu} \times 0,1511) + (\text{Vert} \times 0,1973) + (\text{Rouge} \times 0,3283) + (\text{PIR} \times 0,3407) + (-0,711 \times \text{MIR1}) + (-0,4559 \times \text{MIR2})$
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	$\frac{\text{PIR} - \text{Rouge}}{\text{PIR} + \text{Rouge}}$
NDWI	Normalized Water Index	$\frac{\text{Vert} - \text{PIR}}{\text{Vert} + \text{PIR}}$
MNDWI	Modified Normalized Difference Water Index	$\frac{\text{Vert} - \text{MIR2}}{\text{Vert} + \text{MIR2}}$
NDMI	Normalized Difference Moisture Index	$\frac{\text{PIR} - \text{MIR1}}{\text{PIR} + \text{MIR1}}$

L'approche pixel, appliquée aux bandes brutes ou aux néo canaux, a permis de regrouper les pixels individuellement en fonction de leur caractéristique radiométrique, contenue dans les valeurs d'une ou plusieurs bandes spectrales. Les différentes classifications ont été régulièrement validées par l'interprétation visuelle des fragments d'images contemporaines GeoEye (Figure 3).

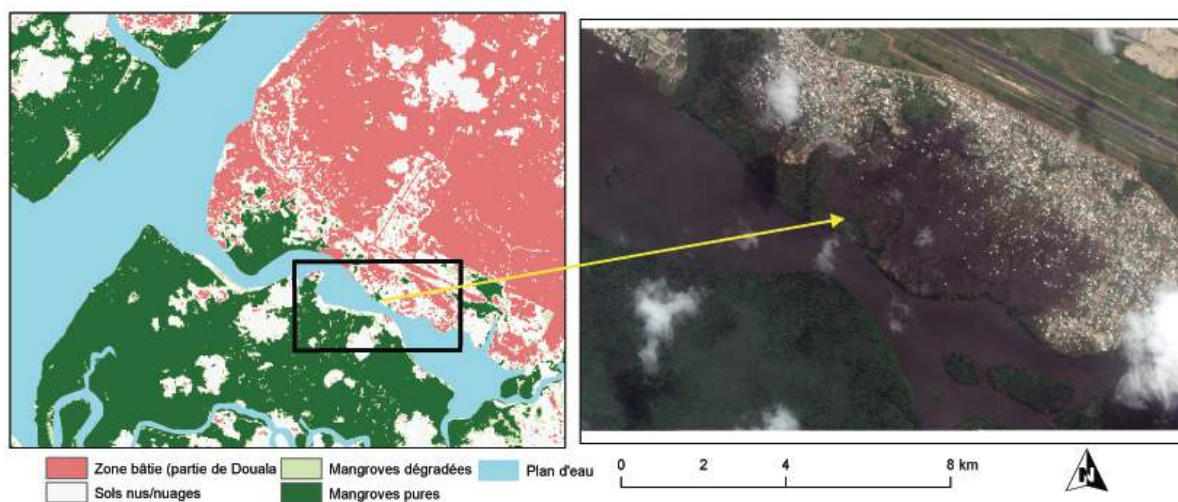


Figure 3 : Validation des classifications par l'imagerie GeoEye

L'information spectrale à elle seule étant souvent juger peu efficace à discriminer les différentes classes d'occupation des sols (Sparfel et *al.*, 2008), il s'est avéré utile de tester aussi l'approche paysage ou orientée objet (Blaschke, , 2001). Celle-ci a permis d'enrichir l'information spectrale par la prise en compte d'autres caractéristiques telles que la taille, la forme, le voisinage, etc.

L'approche orientée objet s'est faite en deux étapes : la première a consisté en une segmentation par regroupement des pixels sur la base de l'homogénéité locale, mesurée par la ressemblance entre les objets contigus; la seconde étape était la classification des segments d'images sur la base de règles de décision, en utilisant les critères d'appartenance à des niveaux de segmentation imbriqués (Figure 4).

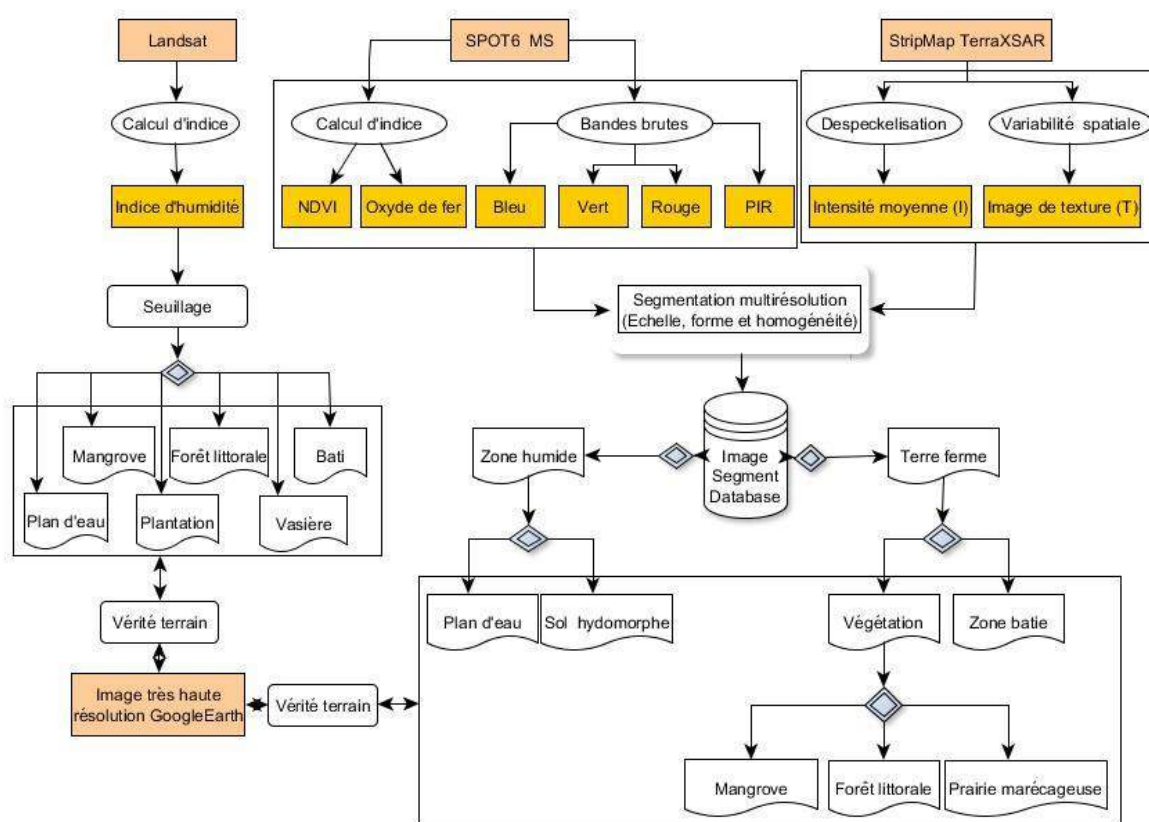


Figure 4 : Schéma synthétique de la méthodologie

L'approche paysage a utilisé principalement les images SPOT 6 (bandes brutes et néo canaux) et TerraSAR-X Stripmap. L'image radar mono date étant difficilement exploitable pour la cartographie de l'occupation du sol, il a fallu au préalable créer des compositions colorées fausses par l'*interferometric land use* (ILU). C'est une technique qui s'appuie sur l'image de cohérence à laquelle on associe la moyenne et la différence d'intensité de signal entre les acquisitions radar de périodes différentes (radar TerraSAR-X Stripmap d'octobre 2014 et d'août 2017). Cette technique offre des résultats intéressants permettant de différencier les formes d'occupation du sol (Ngouanet, 2009). De façon générale,

l'intensité du signal rétrodiffusé par les mangroves est toujours plus élevée que celle des autres végétations, ce qui permet de les différencier plus facilement (Tonye et *al.*, 2001).

Rendue difficile par la présence des nuages sur toutes les scènes disponibles, le suivi dans le temps de la dynamique spatiale des mangroves s'est limité à l'analyse diachronique des fragments d'image Landsat de deux dates (1986 et 2016), couvrant les alentours de Douala et de Tiko, qui sont centres urbains à dynamique spatiale rapide de la zone de mangrove de l'estuaire du Wouri.

La classification séparée des données images a été suivie par la génération des statistiques spatiales. Elle a été enrichie par la tache urbaine de Douala, extraite sur des données de deux autres périodes (1975 et 2001). La déduction des facteurs de la dynamique spatiale des mangroves s'est faite par exploration visuelle de la matrice de transition entre les formes d'occupation du sol et enquêtes de terrain (visites de sites à forte dynamique et entretiens semi-directifs avec les populations riveraines). L'application de toutes ces méthodes a permis de disposer des résultats en rapport avec les différents objectifs visés par l'étude.

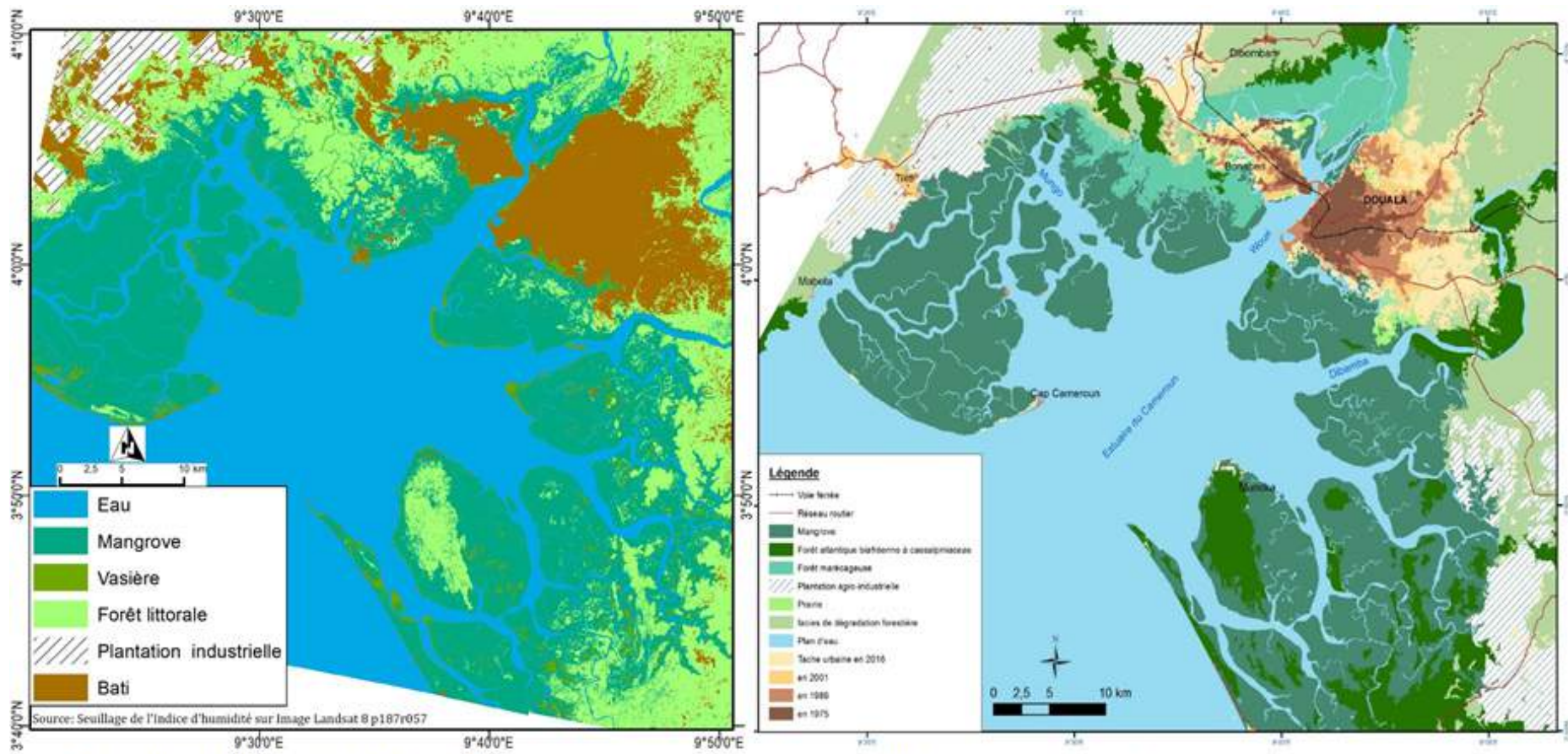
3. RESULTATS

Les principaux résultats obtenus se rapportent à la délimitation des mangroves et à leur dynamique spatiale récente.

3.1. Délimitation des mangroves de l'estuaire du Wouri

Pour la caractérisation de l'état actuel des mangroves autour de l'estuaire du Wouri, les différentes classifications ont été validées par l'imagerie de très haute résolution spatiale. La classification par l'approche orientée objet a permis de générer des classes de l'occupation du sol, mettant en évidence les zones de mangroves. Ces classes ont été considérées comme données de référence pour l'évaluation des traitements suivant l'approche pixel. Parmi ces derniers, seul le seuillage de l'indice de l'humidité a permis de générer une couverture de mangrove quasi-identique à celle des données de référence (Figure 5).

Les deux méthodes ont permis de disposer une configuration similaire des zones de mangrove, en isolant les formes types de couvert et notamment les autres forêts littorales bien visibles au sud de l'estuaire du Wouri. L'analyse des superficies comparées issues des deux méthodes confirment bien la similarité. En effet, les données de référence estiment les superficies des mangroves à 910 km² (Tableau 3), contre 916,5 km² pour le seuillage de l'indice d'humidité, soit une différence nette de 6,5 km² en valeur absolue et de 0,7% en valeur relative.



a) Seuillage à partir de l'indice d'humidité

b) Approche orientée- objet

Figure 5 : Mise en évidence des mangroves par seuillage de l'indice d'humidité et classification par approche orientée-objet

Tableau 3 : Classes d'occupation des sols en 2016

Occupation du sol	Superficie en km ²
Mangrove actuelle	910
Plantation agro-industrielle	311
Prairie	15
Facies de dégradation forestière	488
Forêt atlantique biafréenne à <i>césalpiniacées</i>	292
Forêt marécageuse	125
Plan d'eau	1 751
Zone urbaine en 2016	264
en 2001	132
en 1986	99
en 1975	48
Total général	4 158

L'intersection des deux surfaces au moyen d'outils d'analyse spatiale a permis d'identifier la rive gauche du Wouri (aux alentours de Bonabéri) comme zone de fort gain pour les superficies issues du seuillage de l'indice d'humidité. La mangrove y côtoie pourtant la tâche urbaine aisément identifiable sur les deux traitements.

3.2. Dynamique récente des mangroves

Sur l'image Landsat de 2001, il a été possible de générer la limite extérieure de la couverture de mangrove, qui a été par la suite superposée aux classes d'occupation des sols de 2016 (Figure 6).

Les résultats indiquent deux principales formes de dégradation :

- le recul de la mangrove du fait de l'extension urbaine, particulièrement observable dans la périphérie sud de la ville de Douala et sur la rive gauche du Wouri à Bonabéri, et
- une transition des mangroves vers les forêts marécageuses à l'Ouest de la zone.

En l'absence de scènes entières de bonne qualité (sans couverture nuageuse) couvrant toute la zone d'étude, le traitement des fragments d'images Landsat acquises en 1986 et en 2016 et couvrant les zones de Douala et de Tiko a permis de disposer des informations spatiales (Figure 7) et des données chiffrées (Figure 8) sur la dynamiques des mangroves dans ces deux sites d'intérêt.

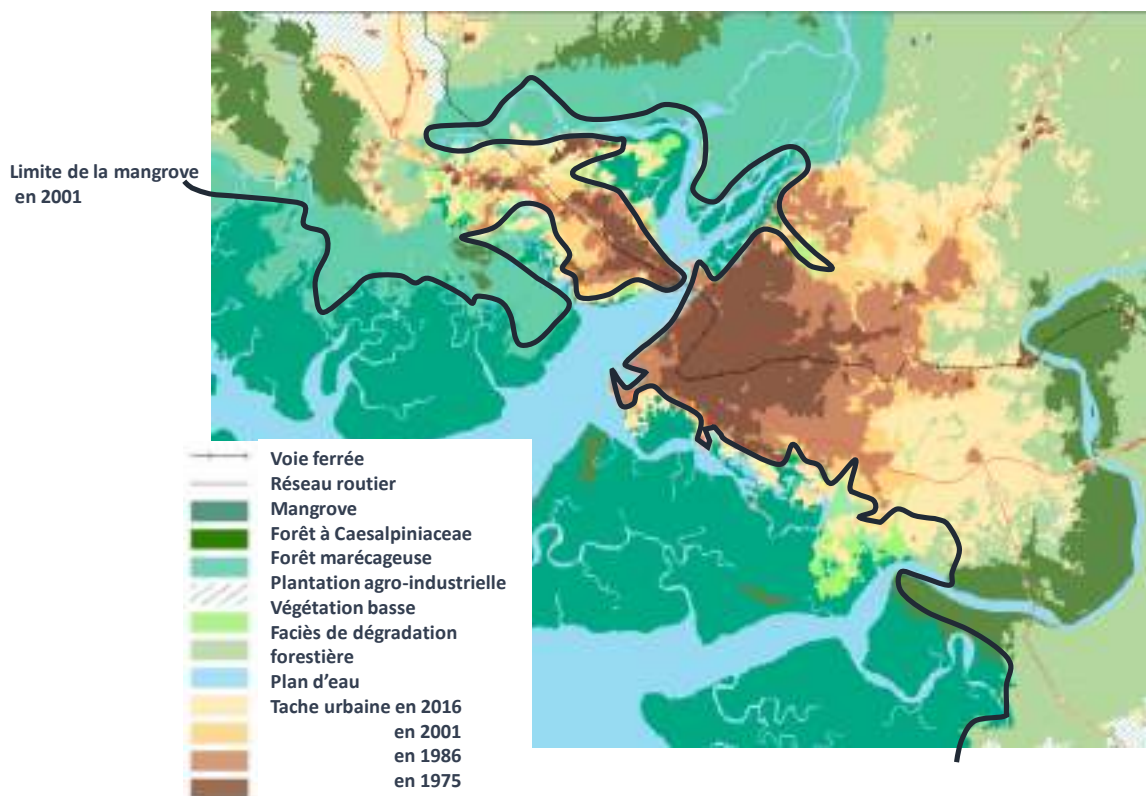


Figure 6 : Superposition de la limite extérieure de la mangrove en 2001 sur les classes d'occupation du sol de 2016

Il ressort de la Figure 7 ci-dessous que l'extension de la tache urbaine de Douala s'est faite au détriment de la mangrove vers l'ouest et le sud. L'aire urbaine est ceinturée par une couronne de plus en plus large des faciès de dégradation de la mangrove, liés à l'exploitation du bois et à une agriculture d'appropriation des espaces à bâtir dans un avenir proche.

Dans le site de Tiko par contre, l'extension de l'espace urbain n'a eu que très peu d'impact sur la mangrove environnante. Elle s'est fait au détriment des zones antérieurement agricoles. Les fronts de dégradation des mangroves en fines bandes perpendiculaires s'observent entre Misselele et Mudeka à l'est de la ville de Tiko. Ils soulignent les passages empruntés vers les pêcheurs, les exploitants de bois et de sable pour se rendre dans les criques. Les données chiffrées sur l'évolution des formes d'occupation du sol confirment la relative stabilité des mangroves dans le site de Tiko (Figure 8)

La Figure 8 présente une régression de la mangrove d'environ 7454,55 ha (soit 52%) de leur superficie initiale au profit des aménagements urbains (habitat, aménagement de l'aéroport et du port, construction du deuxième pont sur le Wouri) et des activités périurbaines (agriculture, exploitation du bois et du sable). Dans le site de Tiko par contre, la superficie des mangroves passe de 11310,36 à 11203,41 ha, soit une régression de 106 ha au profit des faciès de dégradation, des cultures et accessoirement de l'habitat entre les deux dates

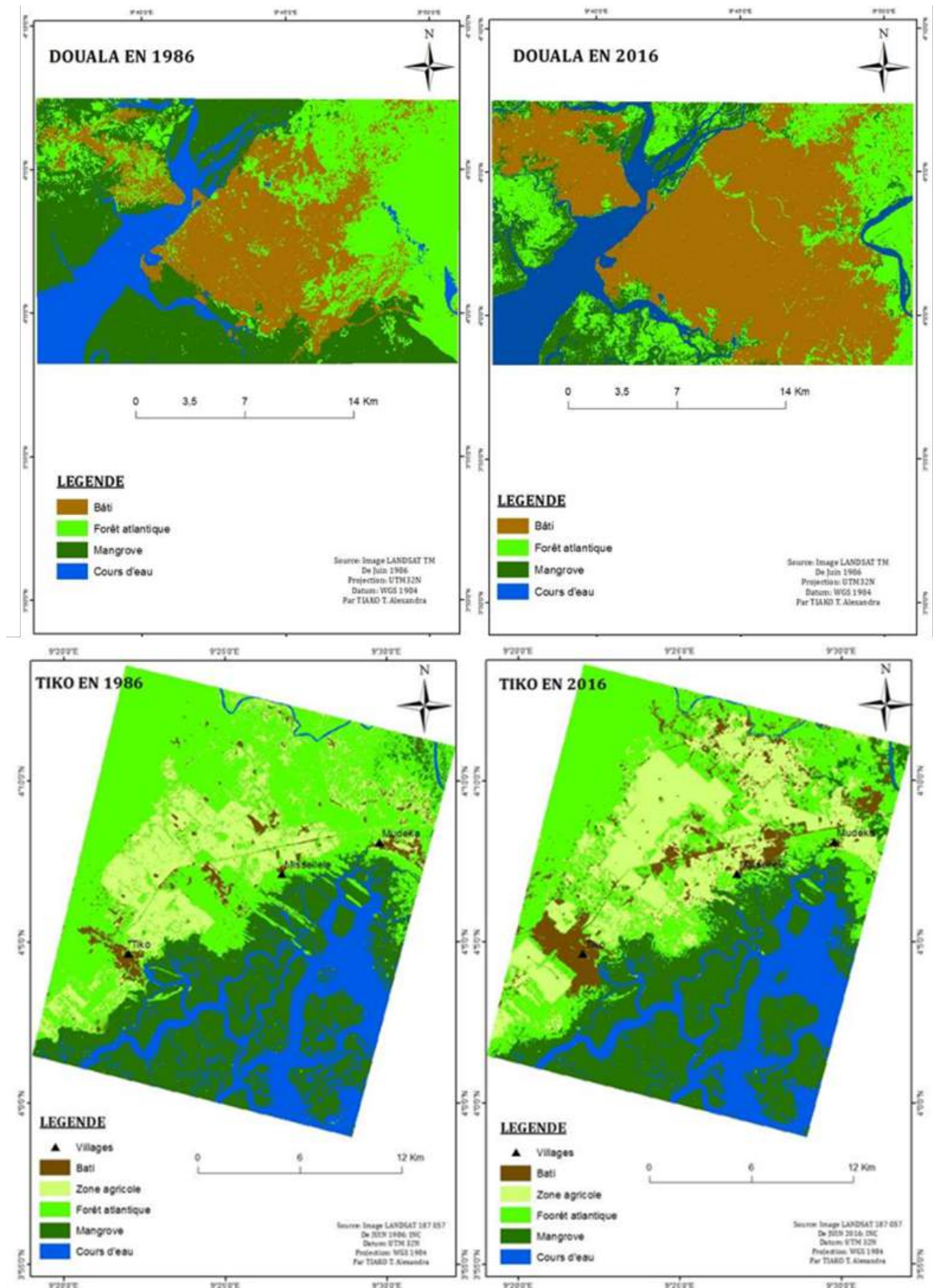


Figure 7 : Dynamique de l'occupation du sol sur les sites de Douala et Tiko entre 1986 et 2016

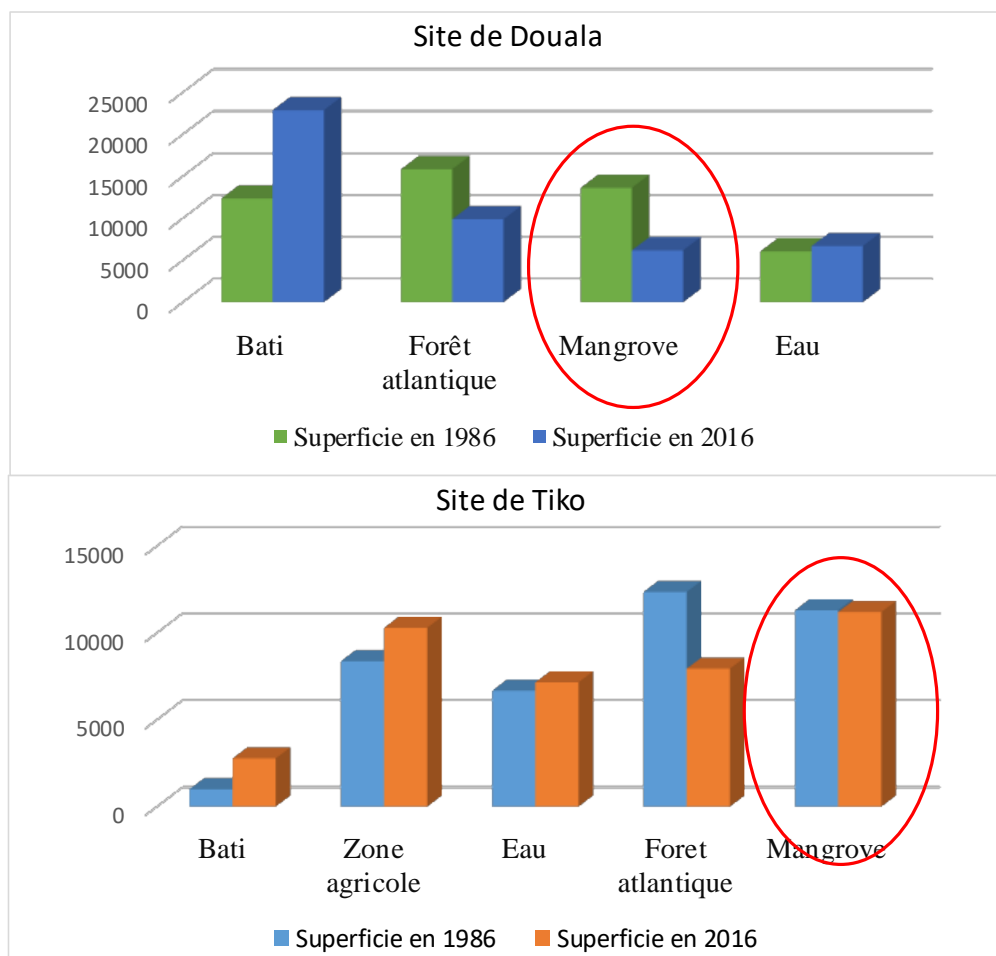


Figure 8 : Statistiques sur l'occupation du sol dans les sites de Douala et Tiko entre 1986 et 2016

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

La présente étude se situe dans le sillage de nombreuses autres initiatives de suivi des couverts forestiers en général et de mangroves en particulier (Baltzer et *al.*, 1995 ; Din, 1995 ; Tonye et Akono, 2001 ; Ngouanet et *al.*, 2009, Giri et *al.*, 2011). Elle confirme le potentiel de l'imagerie satellitaire dans la délimitation des mangroves. La classification suivant l'approche pixel des bandes brutes des images a engendré cependant des confusions entre les mangroves et d'autres forêts littorales, liées à l'absence d'une signature spectrale spécifique à chaque couvert. Les espaces de mangrove renferment elles-mêmes une hétérogénéité, liée à la densité, à la hauteur et à la composition floristique ; ce qui complique davantage la définition des critères de leur reconnaissance sur des données spatiales. L'imagerie de haute et très haute résolution spatiale s'avère indispensable pour leur identification (Din, 1995).

En raison de la forte nébulosité qui limite la disponibilité des images de bonne qualité en zone équatoriale humide, le système radar offre un palliatif intéressant pour la cartographie de l'occupation du sol (Ngouanet et *al.*, 2009). De façon générale, l'intensité du signal rétrodiffusé par les mangroves est toujours plus élevée que celles des autres végétations, ce qui permet de les différencier plus facilement (Baltzer et *al.*, 1995 ; Tonye & Akono, 2001 ; Ngouanet et *al.*, 2009). L'utilisation exclusive

du radar ne permet cependant ni de bien sérier les multiples faciès, encore moins dresser des classifications détaillées nécessaires au suivi des transitions. Ces lacunes peuvent être palliées par l'utilisation combinée des images optiques multi spectrales (Spot, Landsat) et radar.

L'information spectrale à elle seule ne permet pas toujours de discriminer les différentes classes d'occupation des sols, du fait notamment de l'inadéquation entre l'emprise du pixel et celle des objets recherchés. L'intérêt de la classification suivant l'approche orientée-objet réside dans l'application des règles de décision pour classifier les segments de l'image suivant des niveaux hiérarchiques emboîtés (Ngouanet, 2009).

Parmi les différents néo canaux calculés (NDVI, NDWI, NDMI), seul l'indice d'humidité issue de la transformation « *tasseled cap* » a permis de mieux isoler les mangroves des autres types de forêts. En combinant à la fois six bandes de l'image Landsat, cet indice apparaît comme l'un des plus composites, probablement sensible à la fois à l'humidité de la végétation et à celle des sols. La différence entre de 0,7% en valeur relative observée sur les superficies des mangroves suite à l'application des deux méthodes (approche orientée objet et seuillage de l'indice de l'humidité) réside très probablement dans le décalage temporel d'un an entre les données Landsat (26/01/2016) et une des images (notamment TerraSAR-X : 30/08/2017) prises en compte dans l'approche orientée objet. Ce décalage temporel implique une dégradation des mangroves non prise en compte, sur ces fronts d'urbanisation particulièrement actifs

Entre 1986 et 2016, les mangroves de l'estuaire du Wouri, dont la superficie actuelle est estimée à 910 km², ont régressé essentiellement autour de Douala (de 75 km²), du fait principalement de l'urbanisation anarchique, développement des infrastructures de transport (extension du port, construction du deuxième pont sur le Wouri). C'est un des points chauds de la dégradation des mangroves mise en évidence par diverses études (Nzalla Ngangue, 2013; PNUE/DEPI, 2015). La relative stabilité des mangroves de la zone de Tiko n'est pas liée à une certaine prise de conscience sur la nécessité de préserver ces forêts. C'est davantage la construction d'un camp du Bataillon d'Intervention Rapide (BIR) en amont de la mangrove pour la sécurisation du port de Tiko a eu pour effet de limiter les mouvements des populations en direction des criques. D'autres massifs de mangroves repérables au sud de la ville de Douala doivent leur maintien à d'innombrables criques qui les rendent inaccessibles

Le remplacement des mangroves par d'autres types de végétation forestière autour de Tiko est un phénomène particulièrement intéressant mais, difficile à expliquer en l'absence des données environnementales (sur la salinité des eaux, la fréquence et l'extension des marées) sur les deux périodes. Des observations actuelles de terrain montrent que des travaux d'aménagement des terrains (drainage des eaux, remblais pour la construction des routes et des ouvrages d'art) modifient les paramètres hydrologiques dont dépend le maintien des mangroves. Il s'en suit une modification du cortège floristique avec notamment l'introduction du palmier nipa, suivie progressivement par d'autres espèces de la forêt biafréenne. Sur un autre plan, le secteur ouest des mangroves est essentiellement

rural. Du fait d'importantes ponctions foncières opérées par la Cameroon Development Corporation (CDC) pour la culture industrielle d'hévéa et de palmier à huile, les populations riveraines se tournent vers les terrains de mangrove pour la pratique de l'agriculture itinérante de petite taille avec jachère et l'exploitation artisanale du bois ou du sable. Ces activités conduisent davantage à la dégradation qualitative des forêts qu'à la déforestation.

Les facteurs de dégradation des mangroves dans les deux sites sont liés à une certaine anarchie dans l'occupation de l'espace. On note l'extension des quartiers spontanés et précarisés par la récurrence des risques d'inondation, la coupe abusive du bois, l'installation des carrières de sable et des champs agricoles. L'insalubrité orchestrée par la difficulté de gestion des déchets de production (vieux filets de pêche, matériaux de construction, ordures ménagères, etc.) participe à l'obstruction des chenaux d'écoulement des eaux. Toutefois, les mangroves conservent un bon potentiel naturel de reconquête des mangroves sur les terrains perdus en l'absence des pressions anthropiques, si on en juge par l'abondance des jeunes pousses dans les terrains nouvellement défrichés. De plus, l'avancée du front de la mer observée à l'île de Manoka pourrait favoriser l'extension de l'environnement favorable à la mangrove. En zone périurbaine, le matériel de coupe de bois, qui reste la machette essentiellement, rassure sur la conscience environnementale des populations et la possibilité d'inverser les tendances de dégradation si des mesures de sensibilisation et de dissuasion sont prises.

En somme, l'utilisation des satellites à résolution spatiale très moyenne présentent une grande incertitude en ce qui concerne la discrétisation des faciès de dégradation des mangroves. Une meilleure intégration des images de très haute résolution spatiale dans le dispositif de suivi permettrait de mieux cerner ces différents faciès de dégradation. Aussi, un essai de modélisation de la rétraction spatiale des mangroves, associant les moteurs de déforestation et des contraintes spécifiques permettrait de mieux alerter les détenteurs d'enjeux sur le devenir de ces précieux écosystèmes.

Remerciements

Les auteurs expriment leurs sincères remerciements au projet OSFACO et à l'ONG "Environment Resource Protection (ENVIREP)" qui, dans le cadre d'une convention de cofinancement, ont mobilisé les ressources matérielles et financières nécessaires à la réalisation de cette étude.

Références bibliographiques

- Afa F. D., 1985. *The mangroves of the Woury estuary*. PhD Thesis of Department of Science, University of Yaoundé, 232 pages.
- Alongi, D.M. (2018) Blue carbon. Coastal sequestration for climate change mitigation, SpringerBriefs on climate studies, 87 pages, ISBN 978-3-319-91697-2, doi.org/10.1007/978-3-319-91698-9

- André, S. R., Twiller, R.R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P.A., Simonassi, J.C., Fonseca, A.L., Pagliosa, P.R. (2018). «Global controls on carbon storage in mangrove soils». *Nature Climate Change*. Vol. 8, n°6, pp: 534-538, doi: [10.1038/s41558-018-0162-5](https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5)
- Atwood, T. B., Connolly, R.M., Almahasheer, H., Cernel, P.E., Duarte C.M., Ewers Lewis, C.J., Irigoien, Kelleway, J. Lavery, P.S., Macreadie, P.I., Serrano, O. Sanders, C.J., Santos, I., Steven, A.D, Lovelock, C. (2017) Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nat. Clim. Change* **7**, 523–528
- Baltzer F, Rudant JP, Kuete M, Bilong P, Monteillet J, Abossolo, Amougou A, Din, N, Tonye E, Abata T., 1995. Etude des mangroves de Douala (Cameroun) par imagerie radar et contrôle de terrain. Rapport, Orsay, 22 pages.
- Blaschke, T., (2001). “Object based image analysis for remote sensing”. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. *Zeitschrift fur Geoinformationssysteme*, Vol. 14, No. 6, pp. 12-17.
- Din N., 1995. *Cartographie et dynamique des mangroves du Cameroun par Analyse d'images SPOT*. Toulouse: Université Paul Sabatier, Rapport de stage, 57 p. + annexes .
- Donato, D. C. Kauffma, J.B., Murdiyarso, D. Kurnianto, S., Stidham, M., Kanninen, M. (2011) Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. In *Nat. Geosci.* 4:293–297 , | DOI: 10.1038/NGEO112
- Dzalla Ngangue G. C., (2013). *La mangrove de l'estuaire du Wouri (Douala-Cameroun) : enjeux de l'anthropisation d'un écosystème humide tropical et impacts environnementaux*. Thèse de doctorat PhD., Université de Douala. 447p.
- FAO, 2007. « The world's mangroves 1980-2005 » in *FAO Forestry Paper* No. 153. Rome.
- Giri, C. Ochieng, L.L, Zhu, Z. Singh, A., Loveland, J. Masek, J., Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. in *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20: 154–159 , doi 10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x
- Jardine, S. L. & Siikamäki, J. V. (2014) A global predictive model of carbon in mangrove soils. *Environ. Res. Lett.* **9**: 104013.
- Howard, J. Sutton-Grier, A., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E., Pidgeon, E., Simpson, E. (2017). «Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation». *Ecological Society of America*. Vol. 15, n°1. pp: 42-50, doi:10.1002/fee.1451

- MINEP, 2010. Etudes préliminaires de la deuxième phase du projet de Conservation et de Gestion participative des Ecosystèmes de Mangrove au Cameroun, Rapp Final Marché 00096/M/MINEP/DAG/ SG/SDBMM/SM/2010, 125pp
- Ngouanet C., Ojuku T. & Dzalla N. G. C., 2009. « Mapping and monitoring urban growth on wetlands in humid tropical context using earth observation technology : case study of mangrove zones around Douala in Cameroon ». *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Cape Town, South Africa.
- Onana, V. D. P., Trébossen, H., Rudant, J.-P., Tonyé, E. et Nziengui, M., 2003. « Cartographie automatique des limites mangroves / mer et des chenaux intérieurs dans les images radar à synthèse d'ouverture par fusion d'informations issues des données de cohérence et d'amplitude » in *Téledétection* 3(2-3-4): 265-279.
- PNUE-DEPI (2015). Mangroves d'Afrique Centrale: des puits de carbone aux multiples atouts: une évaluation pour la REDD+, Rapport DEPI/1862/NA, Programme ONU-REDD, ISBN : 978-807-3426-3.
- Sparfel, L., Gourmelon, F. et Le Berre, I., 2008. « Approche orientée-objet de l'occupation des sols en zone côtière » in *Revue Téledétection*, vol. 8, n°4, p. 237-256.
- Soullillou, J. (2018) *Douala : un siècle en images*, L'Harmattan, Paris, 121 p. (ISBN 978-2-343-13815-2)
- Tonye E. et Akono A. (s.d.), 2001. « Application de la réalité terrain et de l'imagerie radar à la cartographie des mangroves de la région de Douala (Cameroun) » in *AS actualité scientifique : la réalité de terrain en téledétection: pratique et méthode*. Ed. AUPELF-UREF.
- UNEP, 2007. Mangroves of Western and Central Africa. UNEP-Regional Seas Programme /UNEP-WCMC. 88pp
- Waffo, 2009. *Menaces sur la mangrove au Cameroun*. Mémoire de Maitrise de Géographie. Université de Yaoundé 1, 120 pages.

Apport de l'imagerie satellitaire SPOT dans la gestion durable des écosystèmes de mangroves de Toukouzou-Hozalem, départements de Grand-Lahou et Jacqueville, Sud de la Côte d'Ivoire

DIBI N'Da Hyppolite ^{(1,2,*),} KOUASSI Kouadio ^{(1),} TRA BI Boli Francis ^{(1),} KONAN Kouakou Séraphin ^{(3),} BOHOUSSOU Natacha Crystel ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Centre National de Floristique (CNF), Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽²⁾ Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection (CURAT), Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽³⁾ Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE), Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

⁽⁴⁾ Laboratoire de Botanique URF Biosciences (LSTE), Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

* Auteur correspondant : DIBI N'Da Hyppolite, n_dibihyppolite@yahoo.fr

Résumé

Cette étude, dont l'objectif est de produire des données actualisées sur la dynamique des écosystèmes de mangrove pour contribuer à leur meilleure gestion, s'est appuyée sur les images spot 5 et 6. Une capitalisation des données de terrain a permis d'analyser la dynamique et la diversité des mangroves, ainsi que les moteurs de cette mutation. Il ressort de cette étude que le parc est potentiellement menacé compte tenu de la disparition progressive de la mangrove dans sa zone périphérique. Cette baisse est estimée à environ 51 ha de 2009 à 2016 dans la zone périphérique du parc. Cependant, il est noté un accroissement de plus de 31 ha à l'intérieur des limites de l'aire protégée. La flore de la zone d'étude est riche de 208 espèces, avec une seule espèce de palétuvier : *Rhizophora racemosa*.

L'homme demeure l'acteur principal de cette destruction des mangroves par la pratique d'activités telles que la pêche à la main et le fumage des poissons. Ainsi, le parc reste potentiellement sous la menace des agressions humaines lorsque la mangrove aura totalement disparue de la zone périphérique.

Mots clés : Mangrove, image Spot, Zone humide, Gestion durable, Côte d'Ivoire

Abstract

This study, whose objective is to produce updated data on the dynamics of mangrove ecosystems to contribute to their better management, was based on spot images 5 and 6. An analysis of field data made it possible to analyse the dynamics and diversity of mangroves, as well as the drivers of this transformation. This study shows that the park is potentially threatened given the gradual disappearance of mangroves in its peripheral zone. This decrease is estimated at about 51 ha from 2009 to 2016 in the peripheral area of the park. However, there is an increase of more than 31 ha within the boundaries of the protected area. The flora of the study area is rich in 208 species, with only one mangrove species : *Rhizophora racemosa*.

Man remains the main actor in the destruction of mangroves through activities such as hand fishing and fish smoking. Thus, the park remains potentially under threat from human aggression when the mangrove has completely disappeared from the peripheral area.

Keywords : Mangrove, spot image, Wetland, Sustainable management, Côte d'Ivoire

1. INTRODUCTION

Les populations du littoral ouest-africain sont fortement tributaires des ressources naturelles en général et des écosystèmes de mangroves en particulier. En effet, de la Mauritanie à l'Angola, en passant par la Côte d'Ivoire, les mangroves offrent d'importantes sources de revenus et de moyens de subsistance aux communautés locales (pêche, exploitation de bois, exploitation minière, cueillette de coquillage, tourisme, pharmacopée, etc.). En dépit de cette importance, un quart des superficies des écosystèmes de mangroves ouest africaines ont disparu entre 1980 et 2006 (UNEP WCMC, 2006). Les prévisions font état d'une disparition d'environ 70% de cette ressource si aucune action n'est entreprise. Ainsi, les zones humides et particulièrement, les mangroves ne reçoivent pas l'attention qu'elles méritent et se dégradent à un rythme inquiétant tout au long des côtes ivoiriennes (Egnankou, 1985).

Le littoral ivoirien et particulièrement les Sous-Préfectures de Jacqueville, Grands Lahou et Toukouzou n'échappent pas à la réduction des superficies de mangroves sous diverses pressions anthropiques. Ce site d'étude à la particularité d'être dans le voisinage immédiat du Parc National d'Azagny, qui est un site RAMSAR. Le constat de l'exploitation abusive de la mangrove dans la zone rurale périphérique du Parc, devient une menace potentielle pour l'intégrité de ce site protégé. Il arrive aussi que, les populations rurales ne perçoivent pas les conséquences à long terme de leurs actions sur leur environnement. Or, la gestion durable des ressources naturelles ne peut se faire sans la participation active de ces dernières. Aussi, devient-il important pour les gestionnaires de l'Office Ivoirienne des Parcs et Réserves (OIPR) d'anticiper sur les agressions futures du site RAMSAR par le suivi des peuplements de mangroves dans la zone périphérique et la sensibilisation des populations rurales.

Malheureusement, les données et informations environnementales sur la zone côtière en général, et la mangrove en particulier sont souvent incomplètes, dépassées et/ou indisponibles lorsqu'elles existent. C'est dans ce contexte que cette étude qui se propose de combler les lacunes en données et informations sur la dynamique des écosystèmes de mangroves dans le voisinage du site RAMSAR d'Azagny à partir des images SPOT a été initiée.

Cette contribution à la gestion durable des écosystèmes de mangroves va se focaliser sur trois objectifs que sont : (1) cartographier la dynamique des écosystèmes de mangroves à partir des images satellitaires (SPOT 5 2009 et SPOT 6 2016) ; (2) évaluer la richesse de la flore de cet écosystème à partir d'inventaire floristique et (3) identifier les moteurs de la dynamique de l'environnement (mangrove) de la zone périphérique du parc d'Azagny.

2. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

Le site d'étude se localise dans la région des Grands-ponts, au sud de la Côte d'Ivoire. Elle est à cheval sur les Sous-Préfectures de Grand-Lahou, Jacqueville et Toukouzou Hozalem (Figure 1). Il s'inscrit dans un quadrilatère délimité par les latitudes 5°11 et 5°12 Nord et les longitudes 4°33 et 4°5 Ouest. Le site d'étude abrite une population estimée à 123 971 habitants en 2014 (RGPH, 2014). Il s'agit d'une vaste zone humide alimentée par la lagune Ébrié, avec la présence de mangroves fortement impactées par les activités anthropiques. Les Avikam sont les peuples autochtones de la région. Ces derniers ont pour activité principale la pêche. L'on note également la présence d'autres groupes ethniques (allogènes) tels que les Dida, Baoulé, Agni, Gouros, sénoufo et Abbey qui pratiquent l'agriculture.

Les conditions éco-climatiques placent la végétation du Parc National d'Azagny et sa zone périphérique dans les secteurs littoral et ombrophile du domaine guinéen décrits par (Guillaumet et Adjanooun, 1971). Ce Parc est couvert par une mosaïque de formations végétales qui partent des savanes aux forêts denses, en passant par les fourrés (Avenard *et al.*, 1971 ; Bouichou, 1978). Il s'agit de végétations partiellement marécageuses. Les peuplements de mangroves sont un des traits particuliers du parc d'Azagny. Aujourd'hui, les activités anthropiques ont transformé le paysage qui est majoritairement occupé par de vastes exploitations agricoles. Il s'agit pour l'essentiel de palmier à huile et d'hévéa au nord de la lagune Ebrié, et cocoteraie dans la zone sud (entre la lagune et la mer). La zone appartient au climat subéquatorial (Avenard *et al.*, 1971). Il se caractérise par deux saisons pluvieuses (avril à juillet pour la plus longue) deux saisons sèches, dont la plus longue part de janvier à mars.

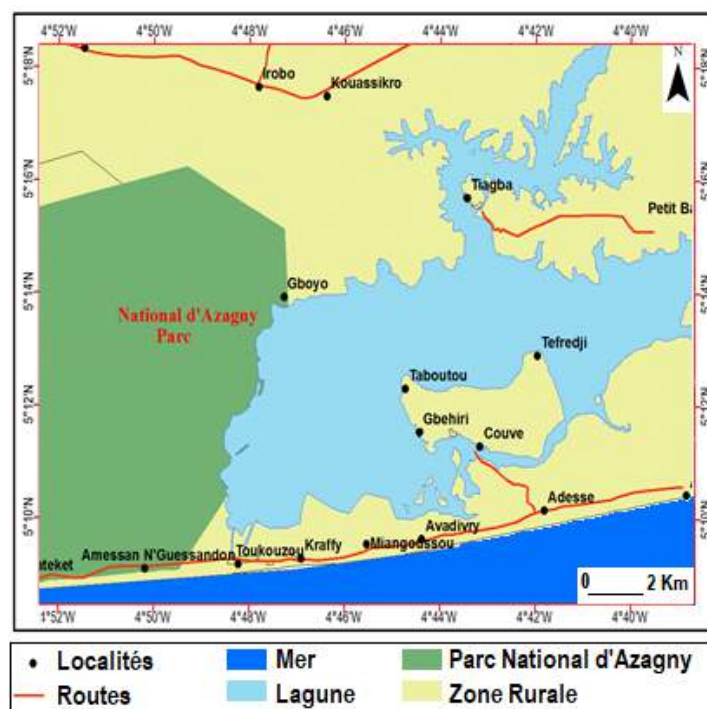


Figure 1 : Localisation géographique de la zone d'étude

Le Parc National d'Azagny et sa périphérie reposent sur des sédiments côtiers du quaternaire et des sédiments sableux et argileux du tertiaire. Les sols sont hydromorphes organiques (Perraud, 1971). Au Nord, on rencontre des sols ferrallitiques fortement dénaturés, du groupe appauvri remanié. Ces sols sont formés de dépôts détritiques, non fossilifères comprenant des lentilles d'argile et quelques éléments grossiers. L'horizon humifère est peu épais, sableux grossier, particulaire et poreux. Au Sud, on rencontre des alluvions et accumulations organiques et des sols hydromorphes organiques du type sol humique à gley (sols tourbeux) surtout dans les dépressions marécageuses (Avenard *et al.*, 1971).

3. MATERIEL ET METHODES

3.1. Matériel

Les images satellitaires Spot 5 (23-04-2009, HRG2-XS) et Spot 6 (06-2016 MS-SEN-ORT) qui ont servi de base à cette étude ont été fournies par le projet OSFACO. Il a également été fait recours à un GPS et des fiches de collecte de données de terrain. Les logiciels Envi et ArcGIS ont servi respectivement au traitement des données satellitaires et à la production cartographique.

3.2. Méthodes

3.2.1. Cartographier la dynamique des écosystèmes mangroves à partir des images satellitaires (SPOT 5 2009 et SPOT 6 2016)

Les images SPOT acquises ayant déjà subi des prétraitements, la première opération a été d'améliorer la qualité visuelle des images pour en faciliter l'extraction de l'information sur l'occupation du sol. Il a s'agit du calcul du NDVI et d'une ACP sur les bandes brutes de Spot qui ont été exploités dans la composition colorée ACP 1-2-3. Cette dernière a permis l'indentification sur les images des grands ensembles que sont : les parcelles agricoles (hévéa, cocoteraie, palmier à huile), les zones de forêts de terre ferme et marécageuses, les zones de savanes marécageuses ou non, et les sols nus ou sites habités. Les mangroves ont été particulièrement isolées avec la composition. Sur cette base, cent (100) points ont été identifiés pour la préparation de la collecte de données sur le terrain. Les images *Google Earth* ont aidé dans l'interprétation visuelle des sites à sélectionner pour la visite sur le terrain. Des missions de terrain ont permis de visiter les points sélectionnés (100) et de collecter un autre jeu de (250) points tout azimut sur le terrain, pour la validation des données cartographiques, soit un total de 350 points.

Pour la production des cartes d'occupation du sol par classification dirigée d'image (algorithme du maximum de vraisemblance), le site d'étude a été subdivisé en trois sous zones. . La première est représentée par la langue de terre entre la lagune et la mer, la seconde est représentée par les terres intérieures au nord de la lagune Ebrié et la dernière est représentée par la bordure est du Parc National d'Azagny.

Les cartes produites ont été validées avec une précision globale au moins supérieure ou égale à 80%. Une analyse diachronique de l'occupation du sol en générale et des peuplements de mangroves en particulier a permis d'évaluer le niveau de pression sur cette ressource.

3.2.2. Évaluation de la richesse floristique de l'environnement péri lagunaire

La collecte de données a consisté à faire un inventaire floristique. Ce dernier a nécessité l'installation d'un dispositif constitué de 15 transects (1,2 à 1,5 km de long) qui partent des terres fermes vers la bordure de la lagune. Quatre (4) quadrats de 100 m² et espacés de 385 m ont été disposés le long de chaque transect. Au total, c'est 60 quadrats qui ont servi de base à l'inventaire. Dans les quadrats, toutes les espèces rencontrées ont été relevées. Au niveau de la mangrove, l'inventaire a été fait le long des berges où les touffes rencontrées ont été notées et le nombre de tiges a été compté. Toutes les espèces associées ont été aussi notées.

L'analyse qualitative de données a concerné, la richesse floristique, la composition floristique et la diversité floristique. Au niveau quantitatif, les densités totale et moyenne des tiges de palétuviers ont été calculées.

3.2.3. Identification des moteurs de la dynamique de l'occupation du sol du site d'étude

Une enquête socioéconomique dans les villages riverains de Nianguoussou, Toukouzou Hozalem, Azagny village et Gboyo a été menée. Cette dernière a concerné 200 personnes. Les enquêtes se sont appuyées sur une fiche de questionnaire qui a fait un focus sur : 1- les activités économiques du site d'étude, 2- les usages techniques de la mangrove par les populations, 3- les usages socio-culturels et (4) la durabilité de la gestion de cette ressource par les populations locales. Les données collectées ont été traitées avec logiciel EPI info.

4. RESULTATS ET DISCUSSION

4.1. Dynamique des écosystèmes mangroves par images Spot 2009-2016

Les classifications d'images ont donné les cartes de la Figure 2. Les statistiques liées à la dynamique de l'occupation du sol entre 2009 et 2016 sont représentées par les Figures 3 et 4. En somme, trois milieux écologiques (sud, nord et ouest) sont juxtaposés dans le site d'étude. Le sud (littoral) est couvert par des cocoteraies (zone 1), le nord est occupé majoritairement par les exploitations agricoles d'hévéa et de palmier à huile (zone 2), et l'ouest (la bordure est du Parc) par les forêts et des savanes marécageuses ou non (zone 3). Les précisions globales moyennes des classifications des images de 2009 et 2016 sont de 93 et 94%. Ces valeurs restent légèrement supérieures à celles obtenues par Osemwegie *et al.* (2016) qui sont estimées entre 88 et 90% dans la cartographie des écosystèmes de mangroves entre Abidjan et Bassam. Ces bonnes précisions de classifications sont certainement liées au fait que les milieux écologiques différents ont été traités séparément avant une mosaïque pour la reconstitution du dite d'étude

Il a été noté que les parcelles d'hévéa (code 10) ont enregistré le plus important accroissement (100%), alors que les savanes incluses et les jachères anciennes sur les sols hydromorphes ont régressé en superficie. Au niveau des surfaces de mangrove (code 100), les superficies sont passées de 275 à 258 ha, soit une baisse de 5,98%. Cette faible baisse de surface couvre une réalité qui est plus perceptible si l'analyse est faite en fonction du statut foncier des espaces. En effet, la Figure 5 et Tableau 1 indiquent une baisse de plus de 51 ha (31%) des superficies de mangrove dans le voisinage des villages de Toukouzou. Dans le même temps, les mangroves au niveau du parc d'Azagny ont au contraire connu un accroissement des superficies de 35 ha (31%). Cette baisse des superficies de mangrove serait justifiée par le fait que toute la vie socioéconomique est liée à la ressource (pêche, commerce, agriculture). La destruction de la mangrove par la pression humaine avant cette étude a été signalée par de nombreux auteurs (Egnankou, 1985, et Osemwegie, 2016).

Tableau 1 : Dynamique des superficies de mangrove entre le Parc National d'Azagny et sa zone rurale périphérique (2009-2016)

Mangrove	Zone Ouest (Parc d'Azagny)	Zone sud (Village Toukouzou)
2009	112,99 ha	162,67 ha
2016	148,44 ha	110,73 ha
Spot 2009-2016	35,45 ha	- 51,93 ha
Variation totale %	31,37 %	- 31,93%
Variation annuelle %	4,48%	- 4,54%

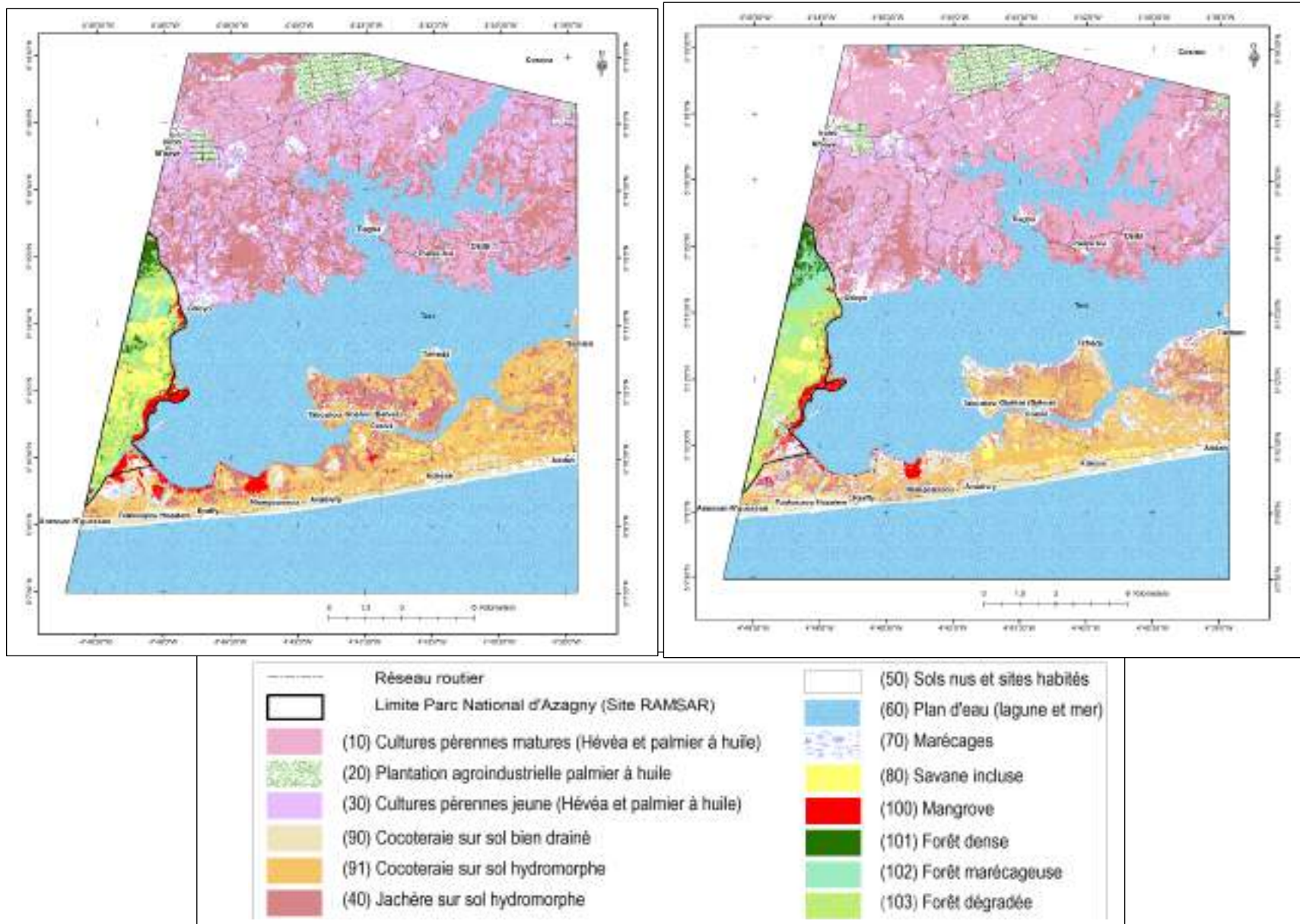


Figure 2 : Occupation du sol du site d'étude en 2009

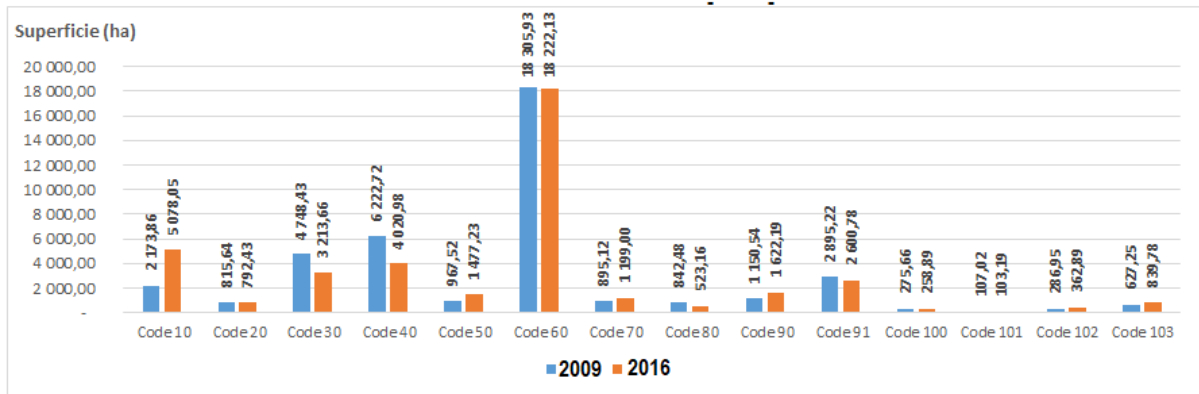


Figure 3 : Superficies des différentes classes d'occupation (2009-2016) du sol du site d'étude



Figure 4 : Dynamique des superficies des différentes classes d'occupation (2009-2016) du sol

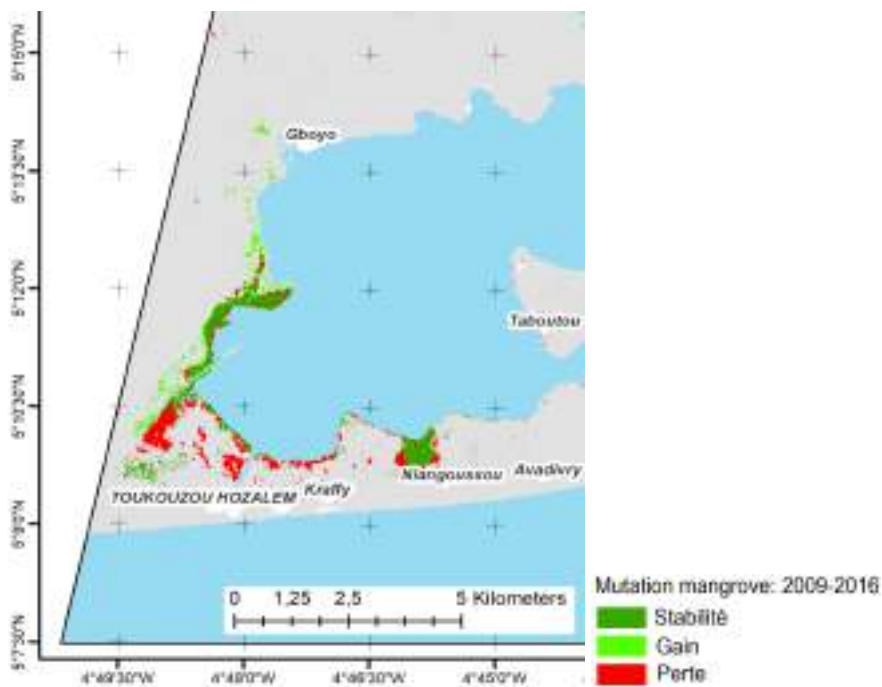


Figure 5 : Mutation des peuplements de mangrove au large du parc d'Azagny 2009-2016

4.2. Diversité floristique et végétale des berges de la lagune Ebrié dans la zone d'étude.

Les inventaires floristiques dans des trois milieux ont permis de recenser 208 espèces. Ces espèces se répartissent en 81 familles (figure 6) et 174 genres dominées par les Fabaceae, Rubiaceae et Euphorbiaceae. Avec 21 espèces, les Fabaceae représentent 10 % du total des espèces inventoriées. Au niveau des affinités Chorologiques, les espèces Guinéo-Congolaises et les Guinéo-Congolaises / Soudano-Zambéziennes sont les mieux représentées avec 100 espèces. Seule une espèce endémique ivoirienne, *leptoderris miegi* (Fabaceae) (Aké Assi & Mangenot) a été rencontrée dans la zone d'étude contre Dix-neuf (19) espèces menacées de disparition, selon l'UICN (2015). Les résultats de cette étude corroborent avec ceux obtenus par Kouamé (2009) qui souligne que la variété des espèces est synonyme de la variété des formations végétales rencontrées dans le Parc National d'Azagny et ses environs

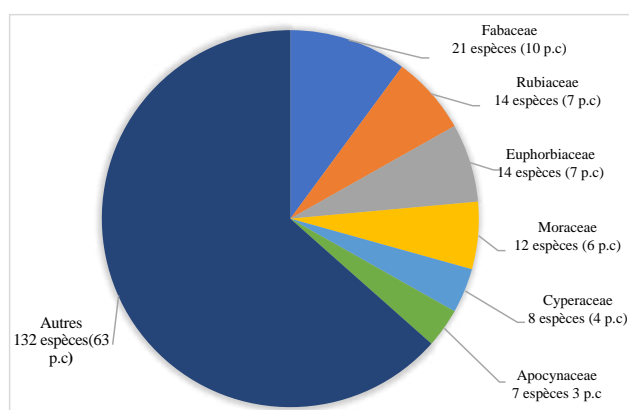


Figure 6 : Spectre des familles les plus représentatives des espèces recensées

Le Tableau 2 montre une ressemblance floristique entre les milieux écologiques. Addah-Toukouzou (zone 1) et Toukouzou-Gboyo (zone 3). Cependant, il existe une dissemblance floristique entre les milieux écologiques Cosrou à Gboyo (zone 2) et Addah-Toukouzou (zone 1). Les valeurs de l'indice de Shannon varient de 1,52 à 1,95 (Tableau 3) et indiquent que ces trois milieux sont faiblement diversifiés. La faible diversification floristique du milieu pourrait s'expliquer par le caractère restrictif des zones humides qui ne laisse pousser que des espèces adaptées à ce milieu. Par contre, la valeur l'indice d'équitabilité qui varie entre 0,89 et 0,96 montrent qu'il n'y a pas de dominance d'un groupe d'espèce sur les autres.

Tableau 2 : Valeurs du coefficient de similitude de sorenson des trois milieux écologiques inventoriés

Milieux écologiques	Addah-Toukouzou	Cosrou-Gboyo	Toukouzou-Gboyo
Addah-Toukouzou	1		
Cosrou-Gboyo	49,65	1	
Toukouzou-Gboyo	65,45	57,80	1

Tableau 3 : Valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité de Pielou des trois milieux écologiques

Milieux écologiques	Shannon	Equitabilité
Addah-Toukouzou	1,957	0,968
Cosrou-Gboyo	1,522	0,938
Toukouzou-Gboyo	1 ,725	0,899

L'inventaire dans la mangrove a montré qu'elle est composée essentiellement du palétuvier rouge (*Rhizophora racemosa*). Le nombre de touffe est variable d'un milieu écologique à un autre. Le Parc (zone 3) compte 565 îlots de palétuvier avec une densité moyenne de de 125,15 tiges/îlots, alors que de Addah à Toukouzou (zone 1), on dénombre 175 îlots avec une moyenne 55,65 tiges/îlots (Tableau 4). Quant au milieu écologique Cosrou à Gboyo (zone 2), le nombre total d'îlots obtenu est de 160 avec 48,5 tiges/îlots. Les valeurs statistiques des densités moyennes de tiges/îlots issues du test statistique Anova montrent qu'il y a une différence hautement significative entre Cosrou-Gboyo et Toukouzou-Gboyo avec $p < 0,5$. Entre Addah-Toukouzou (zone 1) et Cosrou-Gboyo (zone 2) il n'y a pas de différence significative avec $p = 0,5$ (Tableau 5). La faible densité des peuplements de mangrove au large des villages pourrait s'expliquer par les pressions anthropiques exercées (coupe de la mangrove pour diverses activités anthropiques).

Tableau 4 : Significativité entre les différents milieux écologiques

Milieux écologiques	Nombres de touffes	Densité moyenne de tiges par touffes
Addah-Toukouzou	175	55,65
Cosrou- Gboyo	160	48,5
Toukouzou-Gboyo	565	125,15

Tableau 5 : Significativité entre les différents milieux écologiques

Milieux écologiques	Addah-Toukouzou	Cosrou-Gboyo	Toukouzou-Gboyo
Addah-toukouzou	1		
Cosrou-Gboyo	+	1	
Toukouzou-Gboyo	+	+++	1

4.3. Les moteurs de la dynamique des écosystèmes de mangroves

Les activités humaines constituent les principaux moteurs de la dynamique des peuplements de mangroves. Il s'agit de la pêche, du commerce, des constructions d'habitat et de fumage pour environ 60% des pressions, contre 30% pour le séchage de filet et l'aquaculture en lagune et 10% pour l'agriculture.

4.3.1. La pêche

Selon le témoignage des pêcheurs, les mangroves sont fortement productrices de poissons et d'autres ressources halieutiques. Pour les pêcheurs, les mangroves sont des lieux de "repos" et de reproduction des poissons. Lorsque la pêche devient moins fructueuse au large de la lagune, les pêcheurs se rabattent sur les rives et particulièrement dans les mangroves. Toujours selon les pêcheurs « *On ne s'intéresse pas à la mangrove, on va là-bas quand la pêche est mauvaise comme actuellement. Là on fait la pêche à mains* ». Aussi, des techniques de pêche impliquent l'usage de mangroves. Dans chaque village, des réserves de pêche sont délimitées par les chefferies pour soutenir les actions communautaires (réception d'étrangers, résolution de problèmes publics etc.). Pour optimiser les productions de ces réserves des techniques sont adoptées par les villageois. En effet, les feuilles de mangroves sont coupées, rognées et déversées dans ces réserves pour servir de nourriture pour les poissons.

4.3.2. Fumage des produits halieutiques

La localité d'enquête est une zone à forte production aquatique. L'occupation principale des populations reste liée à la pêche. Les produits de pêche sont commercialisés sous deux modes : ils sont vendus soit frais soit fumés. Les poissons et autres produits halieutiques frais sont conditionnés dans des glacières avec de la glace concassée. Toutefois, certaines espèces sont fumées avant d'être mises sur le marché. Le fumage de produits halieutiques constitue une occupation pour les populations. Cette activité est exclusivement réservée aux femmes. Le fumage de ces produits appelle à l'usage de ressources de mangroves comme bois de chauffage. Aussi, faut-il noter que dans les localités comme Toukouzou, les écorces de noix de coco sont en plus utilisées par les populations pour le fumage de poissons. Les bois de mangroves servent de supports des tentes construites pour faire préparer les filets et autres outils de pêche. C'est ce que les populations appellent « jouer les filets ».

4.3.3. Usages socioculturels des écosystèmes mangroves

Plusieurs usages ont été identifiés. On note d'abord des usages à but technique ou artisanal. En effet, les bois de mangroves sont utilisés pour la construction des habitats. Ils servent à la construction de maison et d'apatam. A Petit Azagny, village situé sur une île, les mangroves sont utilisées comme support des tentes et habitats. Les mangroves sont utilisées comme techniques de pêche sous diverses

formes. D'abord elles servent à ériger des grillages pour fumer les poissons appelés en Avikam « *djorou* » à la construction des fumoirs et de claies de fumage.

Aussi les branches de mangroves sont utilisées pour la fabrication de navettes à tisser les filets de pêche appelés en Avikam « *Ê djan suwa* ».

La sève de bois de mangrove est utilisée pour la coloration et la conservation des filets etc. Selon nos enquêtés, les branches de mangroves coupées sont découpées en petits morceaux et gardées dans un récipient pendant quelques heures. Le liquide rougeâtre qui en ressort y sont trempés les filets. Pour les pêcheurs, cette coloration rougeâtre des filets constitue un camouflage de cet outil de pêche.

Par ailleurs, parmi les usages que font les populations des bois de mangroves, l'on relève la source d'énergie. En effet, les bois de mangroves servent de bois de chauffage. A l'issue de notre enquête, il ressort que les femmes des différents villages utilisent les bois de mangroves comme source d'énergie. La plupart des habitants des localités visitées utilisent le bois de mangrove pour cuisiner. Selon nos sources, elles « *utilisent les mangroves pour faire la cuisine parce que ce bois est dur* ». Cette situation justifie la fabrication de charbon de bois par les jeunes avec les bois de mangrove.

En outre, les mangroves revêtent une valeur culturelle. Certains groupes ethniques y effectuent des rites culturels. Particulièrement, certains enquêtés disent y pratiquer des rites annuels. La communauté Appolo de Petit Azagny est soupçonnée pratiquer des sacrifices dans la forêt de mangrove.

4.3.4. Durabilité des écosystèmes mangroves dans la zone périphérique du parc

La mangrove constitue l'écosystème singulier et caractéristique de la zone d'étude que sont les localités de Toukouzou, de Nianguoussou, Petit Azagny et Gboyo. Pour les populations de ces localités, aucune menace de disparition ne plane sur les mangroves. La mangrove dont le nom vernaculaire ou local est « *Agbazi* » est considérée par les populations comme une source intarissable. Pour elles, cette espèce « *ne peut jamais disparaître* ». La proportion de ces avis se fixe à 80% sur cette considération.

5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette étude qui s'est appuyée sur les données d'observation de la terre (image spot 2009 et 2016) a permis de mettre en évidence, le manque de gestion rationnelle des écosystèmes de mangrove dans la zone périphérique du parc national d'Azagny. En effet, les résultats de ces travaux montrent qu'entre 2009 et 2016 :

- Les peuplements de mangroves dans la zone périphérique est du Parc d'Azagny ont connu une baisse de 51 ha de leur superficie pendant que ceux à l'intérieur de l'aire protégée gagnaient en surface (35ha),
- Le site d'étude est riche de 208 espèces qui se répartissent en 174 genres et 81 familles,
- Palétuvier rouge ou *Rhizophora racemosa* est la seule espèce de palétuvier présent dans le site

- Les activités de pêche, de commerce de construction d'habitat et de fumage de poissons sont les principaux moteurs (60%) de la dynamique de la mangrove dans le site d'étude.
- Cette ressource est menacée par les activités anthropiques car ne bénéficie pas d'une gestion particulière par les populations.
- À terme, les peuplements de mangroves à l'intérieur des limites du parc seront exposés aux agressions si aucune action n'est entreprise.

En perspective à ces travaux, une sensibilisation accrue des parties prenantes devra être organisée pour une meilleure prise de consciences des populations,

Il serait aussi intéressant de proposer des énergies alternatives et des activités génératrices de revenus aux populations locales

La production de carte d'alerte précoce à la destruction des écosystèmes de mangrove est aussi envisagée.

Références bibliographiques

Adjanooun E. Et Guillaumet J. L. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. In AVENARD J.M. et al. Le milieu naturel de Côte d'Ivoire, Mémoire ORSTOM N°50, Paris, France 392p.

Avenard, J. M. (1971). Aspects de la géomorphologie. In Avenard, J.M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.L., Adjanooun E. & Perraud A. (eds). Le Milieu Naturel de Côte d'Ivoire, Mémoire ORSTOM, France, pp 7- 70.

Bouichou, A. (1978). Etude géographique de la réserve d'Azagny et son environnement anthropique. Mémoire de Maîtrise, Université de Paris VIII, 88p.

Egnankou WM, 1985. Etude des mangroves de Côte d'Ivoire: Aspect écologique et recherches sur les possibilités de leur aménagement. Thèse de Doctorat de 3è Cycle, Université Paul - Sabatier Toulouse III, N° 3196 : 176p.

J.-M. Avenard et al. (1971). Le milieu naturel de la Côte-d'Ivoire. Paris, ORSTOM, 391 p

Osemwegie, I., N'da Hyppolite, D., Stumpp, C., Reichert, B. and Biemi, J. (2016). Mangrove Forest Characterization in Southeast Côte d'Ivoire. Open Journal of Ecology, 6, pp 138-150.

Perraud A., 1971. Les sols. In : Avenard, J.M., Eldin, M., Girard, G., Sircoulon, J., Touchebeuf, P., Guillaumet, J.L., Adjanooun, E. et Perraud, A. Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM n°50, Paris, France, pp. 263-389

UNEP-WCMC Annual Report 2006 : Mangroves of Western and Central Africa. UNEP-Regional Season Programme/UNEP-WCMC. [http:// www.unep-wcmc.org/publications/UNEP WCMC bioseries/26. htm](http://www.unep-wcmc.org/publications/UNEP_WCMC_bioseries/26.htm)

Space-based spatio-temporal mangrove forest dynamics and carbon stock assessment: the Ndongere mangrove, Southwest Cameroon

Gaston BUH Wung ^(1,*), Pascal KAMAH Bumtu ⁽¹⁾, Augustina MEH ⁽¹⁾, Marie NSOBIIH ⁽¹⁾

⁽¹⁾ WWF Cameroon

^(*) Corresponding author: Gaston BUH Wung, buhgaston@yahoo.com

Abstract

We present here the methodology and results obtained through analyses of satellite images and ground truthing for the Ndongere mangrove forest cover change and carbon stock assessment. The results indicate that; between 1990 and 2000, ~33.68ha of mangrove was lost, with an annual percentage of ~-0.03%. During 2000 and 2010, ~205.79ha, was deforested, an annual percentage change of ~-0.21%. Within a time, span of 8 years (2010-2018), the total change doubled the last decade (2000-2010), ~-522.60ha with an annual change of ~-65.33ha estimated and total percentage change of ~-5.23% and ~-0.65% per year. Assessment of drivers of deforestation and degradation shows ~ 58% of the local population are involved directly in fishing as main income source with less than 28 % engaged in other related activities. This implies that fuelwood demand is the main contributor to deforestation/degradation in the studied area.

Biomass appraisal indicates that Litter and understory vegetation contribute 0.11Mg/ha to 1.2Mg/ha with ~0.13% contribution of total above ground carbon. The carbon density of wood debris ranges from 0.00Mg/ha to 103.66 Mg/ha, with 13.74% contribution from overstory carbon. Lianas carbon density ranges from 0.00Mg/ha to 0.53 Mg/ha, with mean values within 0.00Mg/ha to 0.53Mg/ha. Stump values ranged from 0.00Mg/ha to 208.8 Mg/ha, with mean carbon density between 0.00Mg/ha to 26.10 Mg/ha and ~ 23.36% contribution to the overstory carbon density. Standing dead trees range from 0.00 Mg/ha to 23.49 Mg/ha, with carbon density between 0.00Mg/ha and 23.47 Mg/ha and 2.33% contribution to overstory carbon density. Standing live trees mean carbon density ranged from 21.7 Mg/ha to 234.37 Mg/ha and make up 60.44% of the total over story carbon. The mean carbon densities ranged from 97.67Mg/ha at the deepest soil interval (80-100cm) to 469.80Mg/ha at the upper interval. The total ecosystem carbon stock ranges from 730.24 Mg/ha to 1085.64 Mg/ha and provided the sum carbon.

Résumé

Les résultats à partir d'images satellitaires indiquent qu'entre 1990 et 2000, environ 33,68 ha de mangroves ont été perdues, avec un pourcentage annuel d'environ -0,03%. Entre 2000 et 2010, environ -205,79 ha ont été déboisés, la variation annuelle étant de -0,21%. En l'espace de 8 ans (2010-2018), le changement total a doublé par rapport à la dernière décennie (2000-2010), ~ -522,60ha avec une variation annuelle d'environ ~ -65,33ha et une variation totale en pourcentage d'environ ~ - 5,23% et ~ -0,65% par an. L'implication de 58% de la population locale dans la pêche et moins de 28% dans d'autres activités connexes indique que la demande en bois de feu contribue à la déforestation / dégradation de la zone.

L'évaluation de la biomasse indique que la litière et la végétation sous-bois contribuent pour 0,11 à 1,2 Mg/ha à 0,11 Mg/ha, avec une contribution d'environ 0,13% du carbone total. La densité de carbone des débris de bois varie de 0,00 à 103,66 Mg/ha, soit une contribution de 13,74% au carbone de l'étage dominant. La densité de carbone des lianes allait de 0,00 Mg/ha à 0,53 Mg/ha, les valeurs moyennes comprises entre 0,00 Mg/ha et 0,53 Mg/ha. Les valeurs de souche allaient de 0,00 Mg/ha à 208,8 mg / ha, avec une densité de carbone moyenne comprise entre 0,00 Mg/ha et 26,10 Mg/ha et une contribution d'environ 23,36% à la densité de carbone globale. Les arbres morts debout se situent entre 0,00 Mg/ha et 23,49 Mg/ha, avec une densité de carbone comprise entre 0,00 Mg/ha et 23,47 Mg/ha et une contribution de 2,33% à la densité de carbone en étage dominant. La densité moyenne de carbone des arbres sur pied va de 21,7 à 234,37 Mg/ha et représente 60,44% du carbone total. Les densités moyennes de carbone allaient de 97,67 Mg/ha à l'intervalle de sol le plus profond (80 à 100 cm) à 469,80 Mg/ha à l'intervalle supérieur. Le stock total de carbone de l'écosystème varie de 730,24 Mg/ha à 1085,64 Mg/ha et fournit la somme de carbone.

Key words: GIS, Remote sensing, Biomass, carbon stock, mangroves, conservation, deforestation

exploitation, (6) Threats from anthropogenic activities are exacerbated by climate change and variability.

2. DATA AND METHODS

2.1 Change detection mapping

The mapping exercise combined analyses of historical medium-resolution SPOT/Landsat satellite imagery datasets and other existing spatial resolution to assess changes in the extent of mangroves over the past three decades. Targeted analyses, calibrated with field data collected in 28 sampled plots and extrapolated provided mangrove maps for the area. Specifically, SPOT2 satellite images of 1990 pivot (including 1989-1992) were analyzed. SPOT4 satellite images of 2000 & 2010 were treated together with other available SPOT satellite images of the areas missing full coverage. An Operational Land Imager (OLI) landsat8 satellite image scene of 2018 (<http://glovis.usgs.gov/>) was used in viewing project area and analyses of the current state of the mangrove forest cover. Preliminary analyses included masking out terrestrial forest ecosystem (Klaus Tempfli), with the remaining mangrove area ~104,322.15ha (figures 2 and 3) and image processing performed in ArcGIS 10.6 and ERDAS IMAGINE of 2018 as the principal software used in the analyses and production of the final maps.

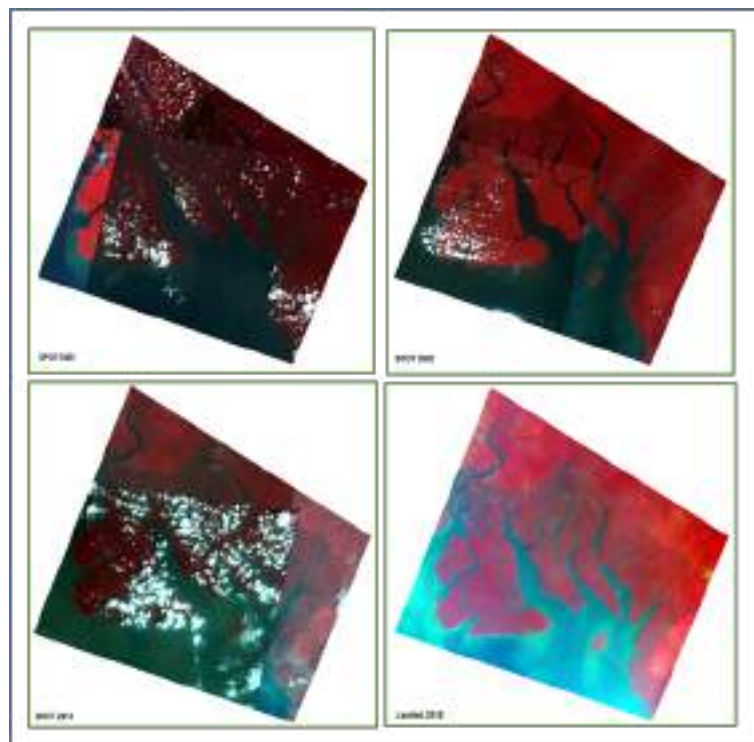


Figure2: Analyzed images for the change detection analysis as per the different dates (a) SPOT image of month 1990, (b) SPOT image of month 2000, (c) SPOT image of that month 2010 and (d) Landsat8 image of April, 2018

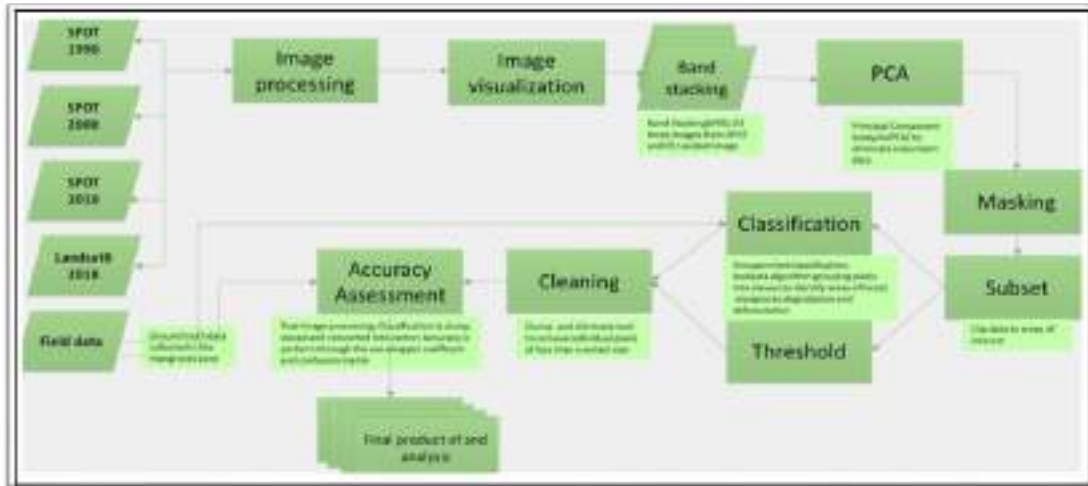


Figure 3: Flow chart of the image processing, image classification and the production of the final image products as per the different years

Satellite image ground truthing and biomass inventory were carried out in 28 established plots. The random systematic (stratified) sampling approach was adopted. This stratification was used to achieve high accuracy, precision and efficiency linked to the heterogeneous nature of the forest and its functional reliability with the variables in equations as recommended in Kauffman and Donato (2012), However, Stratification criteria took account of the tree heights, cost, site conditions, species, and accessibility (security, soil nature, tides), nature of forest (intact, degraded, and deforested zones).

A Digital Elevation Model (DEM) of the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) was used to differentiate height ranges. (figure 4). The mangroves height data was used as the basis for stratification. Five classes were distinguished using geometric interval breaks which is a compromise method between equal interval, natural breaks (Jenks), and quantile (Carl C. et al 2015). It creates a balance between highlighting changes in the middle values and the extreme values, thereby producing a result that is visually appealing and cartographically comprehensive using ESRI Suites.

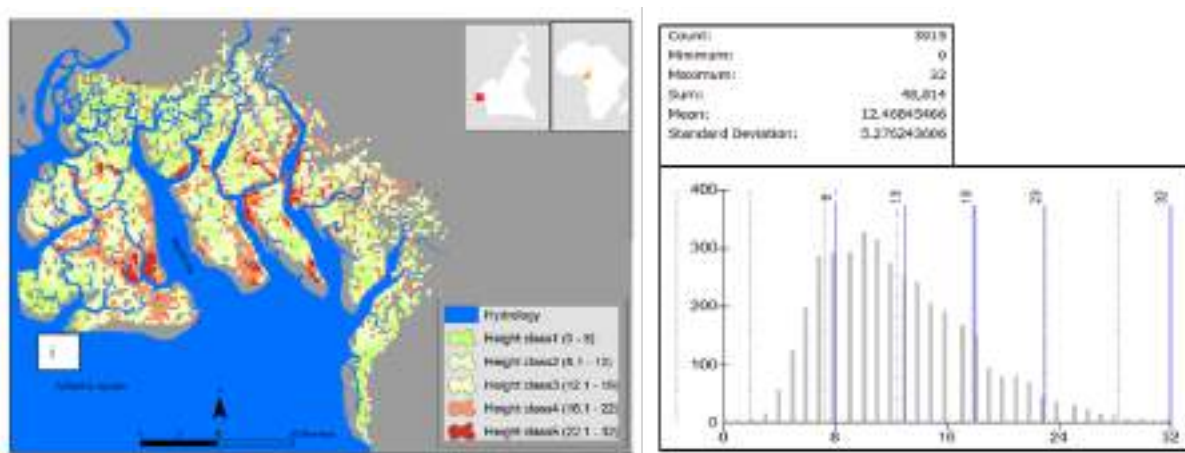


Figure 4: (i) Map of Field stratification through the use of SRTM canopy height data and (ii) histogram of the height classes

The application of SRTM data to estimate mangrove biomass and carbon was applied following an approach tested in Mozambique (Fatoyinbo et al. 2008) and later at continental scale (Fatoyinbo and Simard 2013). SRTM data was used in designing inventory of mangrove carbon stocks (Stringer et al. 2015). An analytical framework to guide the derivation of the spatial distribution of canopy height, biomass, and carbon scales was accessed (Wenwu Tang et al 2015). Several factors are however considered when comparing mangrove canopy heights from remote sensing (Lagomasino et al. 2016).

2.2 Understanding drivers of change

Different approaches were applied to examine and understand the potential drivers of mangrove forest fragmentation; (1) a survey conducted at the regional delegations of the Southwest region- Buea targeting ministerial delegates or representatives from key line ministries such as Ministry of Forestry and Faunal - MINFOF, Ministry of fishing - MINEPIA, and Ministry of Environment, Protection of Nature and Sustainable Development(MINEPDED), (2) gathered local community perception on mangrove usage and extent of degradation and deforestation. (3) stimulated local community members' spatial thinking through participatory mapping and awareness raising on the importance of mangrove and the need to conserve it, (4) Scrutinized the inter play between environmental and socio-economic activities through the use of Driver, Pressure, State Impact and Response (DPSIR) framework.

2.3 Field data collection on carbon stock and ground truthing

Square and nested plots were adopted for field data collection considering the diversity of the ecosystem to measure trees of variant sizes Stringer et al. (2014). Twenty-eight Plots of 20 X 20 m (figure5) were established on selected stratum to get data for trees of DBH > 5cm (Jones 2014). Within the 20 x 20m space, a subplot of 10 X 10m was further designed to measure trees with DBH 2.5 - 5cm. Moreover, four 1m X 1m subplots were established at the extremes of the 20 X 20m plots to measure trees with diameters < 2.5cm. Four line transects of 12m each were established at the corners of the plots for the collection of litter, understory, and dead down wood debris samples. The Centre of the plot inside the 10m X 10m was marked for collection of soil samples, collection of spatial location of plots with GPS for ground truthing of the satellite images and photos (figure 5). This plot type fit such assessment given the heterogeneous and diversified nature of the forest strata that captures all variations within the given area. Also it provides a better quantification of biomass and thus carbon stock estimates (ICIMOD, 2016).

Sample analysis for tree biomass involves all analyses linked with live trees, standing dead trees, lianas, stumps and dead downed wood debris; published general allometric equations developed by Komiyama et al., 2005 were used for estimating the biomass of live standing trees both for those with DBH > 5cm (overstory) and those with DBH< 5cm (understory). Species-specific equations for this region have not yet been developed, thus, general equations were used as recommended in Kauffman and Donato (2012).

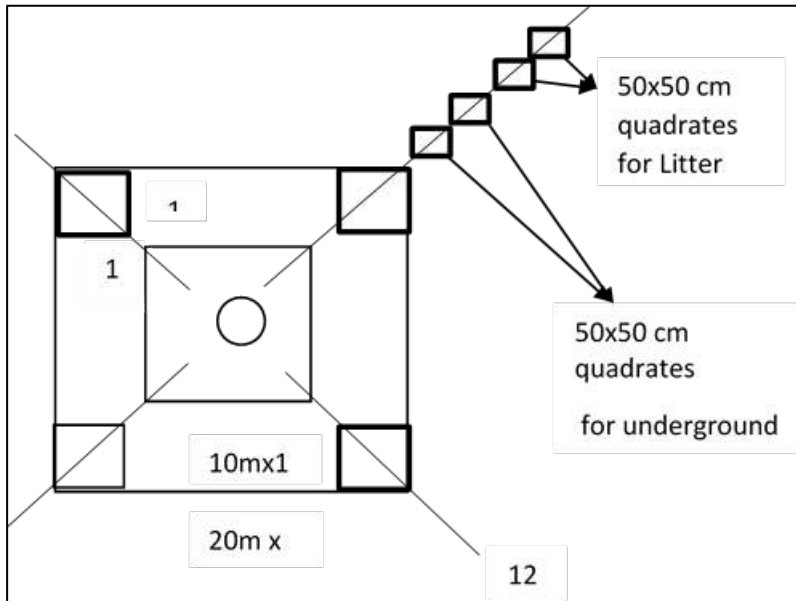


Figure 5 Field data collection plot design

Two main mangrove species were identified;

- (1) *Rhizophora racemose* with average specific gravity = 0.933 and
- (2) *Laguncularie racemose* with average specific gravity=0.61.

$$BAG = 0.251\rho D^{2.64} \text{ (komiyama et al. 2005)} \dots\dots\dots 1$$

For understory trees, < 5cm,

$$B_{BG} = 0.199\rho^{0.899} D^{2.22} \text{ (komiyama et al., 2005)} \dots\dots\dots 2$$

Where: B_{AG} and B_{BG} represent above-ground and below-ground biomass (kg), respectively; ρ represents wood density (g cm^{-3}) and D represents DBH (cm).

The calculated individual tree biomass was summed up at the subplot level and normalised to have the total plot biomass (Mg/ha). Biomass were then converted to carbon using the published carbon concentration of 0.5 and 0.39 for above-ground and below ground respectively (Kauffman and Donato, 2012)

The large ones were measured as standing live trees with their diameter taken while the smaller ones were sampled as underground vegetation.

$$B = D^{2.607} * e^{-0.968} * \ln(D) \text{ (Schnitzer et al. 2006)} \dots\dots\dots 3$$

Where B= biomass (kg), D= diameter (cm) at DBH

The lianas biomasses were then converted to carbon mass by multiplying with a default value for carbon concentration of 0.46 (Jaramillo *et al.*, 2003b).

(i) Standing dead wood

Biomass of standing dead wood was estimated differently, corresponding to the decay status of each wood category. Class 1 and 2 used the same allometric equation and the densities used were those of the identified species.

Status 1 (dead wood with almost all branches present) estimated using the live tree equation. Then the biomass was gotten by subtracting a constant of 2.5% from the biomass estimate of the tree.

Status 2 is dead wood that had lost its leaves and a portion of its main branches. A constant of 20 % biomass accounting for both leaves and some branches were subtracted.

Table1: Wood debris size classes and associated diameter range (Brown 1971).

Class (diameter in cm)	Measurement approach (Tallied)
Fine 0-0.6	from 10-12 m
Small 0.6-2.5	7-10m
Medium 2.5-7.6	2-7m
Large	Entire length

Status 3: trees with significant loss of part of branches, and were difficult to subtract. The tree volume was estimated using an equation for a truncated cone. To do this the top diameter, was estimated with a taper equation, using the tree basal diameter and height

$$d_{top} = d_{base} * Ht * \left(\frac{d_{base} - dbh}{130} \right) \dots\dots\dots 4$$

d_{top} = estimated diameter at top of tree (cm), d_{base} = the measured basal diameter (cm), Ht = tree height, dbh = diameter at breast height

The volume was then determined by assuming that the tree is a truncated cone

$$Vol. (cm^3) = \left(\frac{\pi * (100 * ht)}{12} \right) * d^2_{base} + d^2_{top} + (d_{base} * d_{top}) \dots\dots\dots 5$$

d_{top} is diameter at the top estimated from the taper equation. Where taper equation result to a negative number, 0 was used for d_{base} . Once the volume was gotten, it was used to get the biomass. Thus; Biomass of the dead trees (g) was then determined by: Volume (cm^3) x wood density. Biomass density estimated was converted to carbon mass by using the carbon concentration factor of 50% or 0.5.

Quadratic mean diameter for debris and diameter of large down wood. For the small, fine and medium wood classes of the debris the diameter of each wood particle was derived from the measurement of about 50-100 randomly selected particles of each class in the field to get the quadratic mean diameter.

$$QMD = \sqrt{\frac{\sum di^2}{n}} \dots\dots\dots 6$$

Where di= diameter of each sampled piece of wood in the size class, n= total number of pieces sampled.

This was used to get the volumes of the various classes. For large down wood, their diameters were measured at the points of intersection of the transect using a diameter tape. These diameters will be used to get the volumes of the different downed woods.

Specific gravity was determined for each category (fine, small and medium) by dividing the mass over the volume for each piece. Further, the mean of each of the categories was then gotten. At least 20-25 pieces were randomly collected throughout the entire area from each class size for this specific gravity sampling where a representative range of size and species present in the sample plots were captured. Each piece collected for specific gravity had a mass of about 0.5 –50g and were collected outside the sample plots to avoid disturbance.

The wood pieces were oven dried to acquire the dry mass using a memmert Oven, at 105°C for 24 hours. The masses were then gotten through measurements using an electronic balance.

Volumes were obtained by submerging in a water container. Water was displaced and collected in a burette, to get the volume. The burette measured at 0.2 mL with the error margin of 0.1 mL. Because the specific gravity of water is known (1gcm⁻³), the resultant displaced water in the burette was the volume of the particle.

The densities or specific gravity of the different samples were obtained by dividing each wood mass (g) by its volume (cm⁻³), given that the mass and volume are all functions of density, with mass having a direct proportionality while volume has an inverse proportionality. Their mean specific gravity was then gotten by summing their individual specific gravities and dividing by the number of the wood counts.

(ii) Volumes

To get the volume for fine, small and medium size wood, the equation below was used;

$$Vol. (m^3 ha^{-2}) = \left(\frac{Ni * QmDi^2}{8 * l} \right) \dots\dots\dots 7$$

Where; N = the number of counts of intersecting woody debris pieces in a size class, QMDi = the quadratic mean diameter of each size class in cm (eqn. 5), l = the transect length (m)

For the large wood (>7cm of diameter) on the transect, the equation below was used;

$$Vol. (m^3 ha^{-1}) = \pi^2 \left(\frac{d_1^2 + d_2^2 + d_3^2 + \dots + d_n^2}{8 * L} \right) \dots \dots \dots 8$$

Where; d₁, d₂, d₃= diameters of each intersecting pieces of the large wood (cm), L = length of transect.

The biomasses of the downed wood debris (small, medium and large classes) were then gotten by multiplying their volumes (eqn.7) by the calculated mean specific gravity of their respective classes while those of large downed dead wood were equally calculated by multiplying its volume by the specific gravity of the plots dominant live wood species, given that most of the plots had just a single species or were dominated at about 87.4%.

Thus, *Wood biomass = Vol.* specific gravity*

Finally, the downed wood biomass was converted to carbon mass by the equation; Carbon mass = Wood biomass * carbon concentration of wood. This was done using 0.5 or 50% which is the acceptable default value of carbon concentration for dead wood in the tropics (Donato and Kauffman 2012).

(iii) Dry mass measurement for Litter and Ground Vegetation

Litter and ground vegetation samples were taken to the laboratory, dried at 105°C for 24 hours using a memmert Oven and their dry mass measurement was done using an electronic balance. These masses were inputted in to the formula below to get the biomass;

$$LTH = \left(\frac{W_{Field} * W_{subsample\ dry}}{A * W_{subsample\ wet}} * \frac{1}{10,000} \right) \dots \dots \dots 9$$

Where; LTH = Biomass of leaf, litter herbs and grass, W_{Field} = Weight of fresh samples of leaf, litter, herbs and grass within an area of size A (g), W_{subsample dry} = Weight of oven dry sample of leaf, litter; and grass, W_{subsample wet} = Weight of fresh subsample of leaf, litter and grass.

These masses were converted to carbon concentration by multiplying it with the recommended representative conversion factor of 0.45 as mean carbon concentration for tropical forest litter (Kauffman and Donato, 2012).

(iv) Soil sample analyses

Soil samples were taken to the laboratory where it was air dried, grinded and sieved through a 2 mm sieve. The grinding speeded up and improved the drying process and equally eased sieving. Thorough drying was done at a temperature of 105°C for 48 hours till a constant dry mass was attained. For carbon

analysis; soils were further fine grind and sieved through a 0.5 mm sieve. Organic carbon was then determined by chromic acid digestion and spectrophotometric analysis (Heanes, 1984). To control the quality, there was inclusion of four external reference samples and a certified sample from International soil exchange program in every batch analysed.

The soil bulk density was gotten by dividing the sample dry mass in grams by its volume (cm⁻³) for each core.

$$\text{Soil bulk density}(gcm^{-3}) = \frac{\text{Oven dry mass (g)}}{\text{Sample vol (cm}^{-3}\text{)}} \dots\dots\dots 10$$

The soil carbon mass per sampled depth interval was calculated as follows;

$$\text{soil}(mgha^{-1}) = \text{Bulk density}(gcm^{-3}) * \text{soil depth interval}(cm) * \%C \dots\dots\dots 11$$

% C, is the percentage Carbon concentration expressed as a whole number. The total plot soil carbon was then determined by summing the carbon mass of each sampled soil depth interval (0cm-60cm, 60cm-80cm, 80cm-100cm).

Total carbon stock or total ecosystem carbon pool

Total carbon stock (density) of pools, were estimated (Table2)

For each height class, the carbon stock in Mg per hectare of the different biomass component carbon and organic soil carbon was gotten. These different height class carbon stock values where summed across the different height classes and multiplied by the area to obtain the total carbon stock in the entire project zone. I. e;

$$\text{Total Cstock} \left(\frac{mg}{ha} \right) \text{ of the area plot} = OC + SOC \dots\dots\dots 12$$

Where; C = Carbon, Over story Carbon, SOC= Organic Soil Carbon.

Table 2: Soils layers represented by samples and the sampling intervals for each soil core

Soil ID	Sample depth (cm) from surface	Sample interval(cm)
1	0-60	55-60
2	60-80	75-80
3	80-100	95-100

3. RESULTS

3.1 Mangroves cover change detection

Results from the satellite image analysis section indicate that the Ndongere mangroves forest cover changed between 1990 and 2018, the percentage of mangroves forest cover canopy in 28 sampled plots ranged slightly less than 10% to ~80% canopy cover. The average canopy cover which occupies more than 50% of the sampled plots falls within a range of 40-70 % (Figure6)

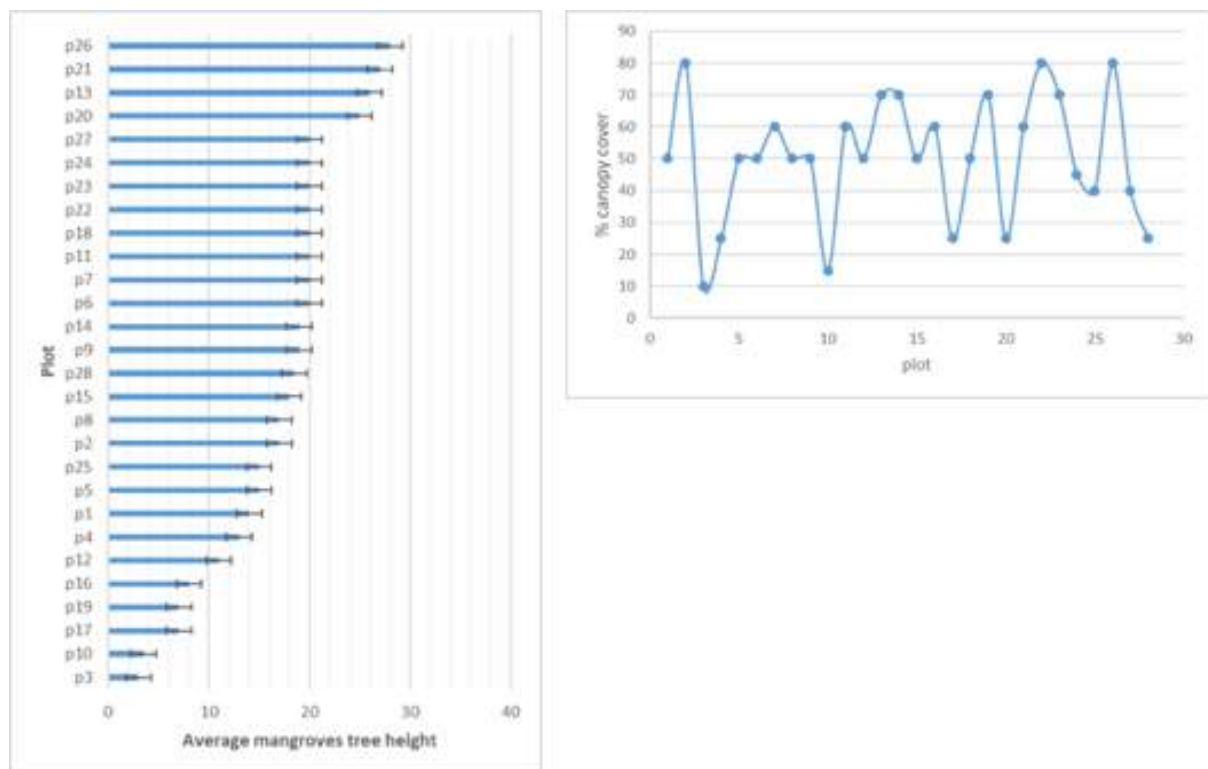


Figure6 (a) Average mangroves tree height and (b) percentage canopy cover in the 28 different sampled plots

Areas deforested in the study area increased gradually from 1990 to 2018 as indicated in the areas mapped and shown as deforested zone while a slight decrease in the areas marked as intact mangrove areas. Mudflat/sand dune areas varied greatly in the project area. Image analysis shows that regeneration was faster during the period 1990-2000 with a 0.52ha of mangrove area regenerated. But this regeneration dropped during the period of 2010-2018 with the total area regenerated of 0.19ha.

Table3: Total and annual changes in forest cover between 1990 and 2018 in the mangroves of Ndongere

Time interval	Total change	Annual Change	% change	Annual % change	Data source
	Mangroves cover(ha)	(ha)			
1990-2000	-33,68	-3,37	-0,34	-0,03	SPOT2 Image
2000-2010	-205,79	-20,58	-2,06	-0,21	SPOT3 Image
2010-2018	-522,6	-65,33	-5,23	-0,65	SPOT4-Landsat8 OLI images

Between 1990 and 2000 (Table3), the mangrove zone experienced an approximate total change in its mangroves cover by losing ~33.68ha of its forest, with an annual percentage loss (negative) of ~-0.03%. During the period 2000 and 2010, the total change in mangrove cover increased to -205.79ha, with an annual percentage loss of -0.21%. Within 8 years, the total change doubled that of the last decade. A total change of ~-522.60ha with an annual change of -65.33ha and total percentage change of -5.23% and annual percentage change of -0.65% was calculated (figure8).

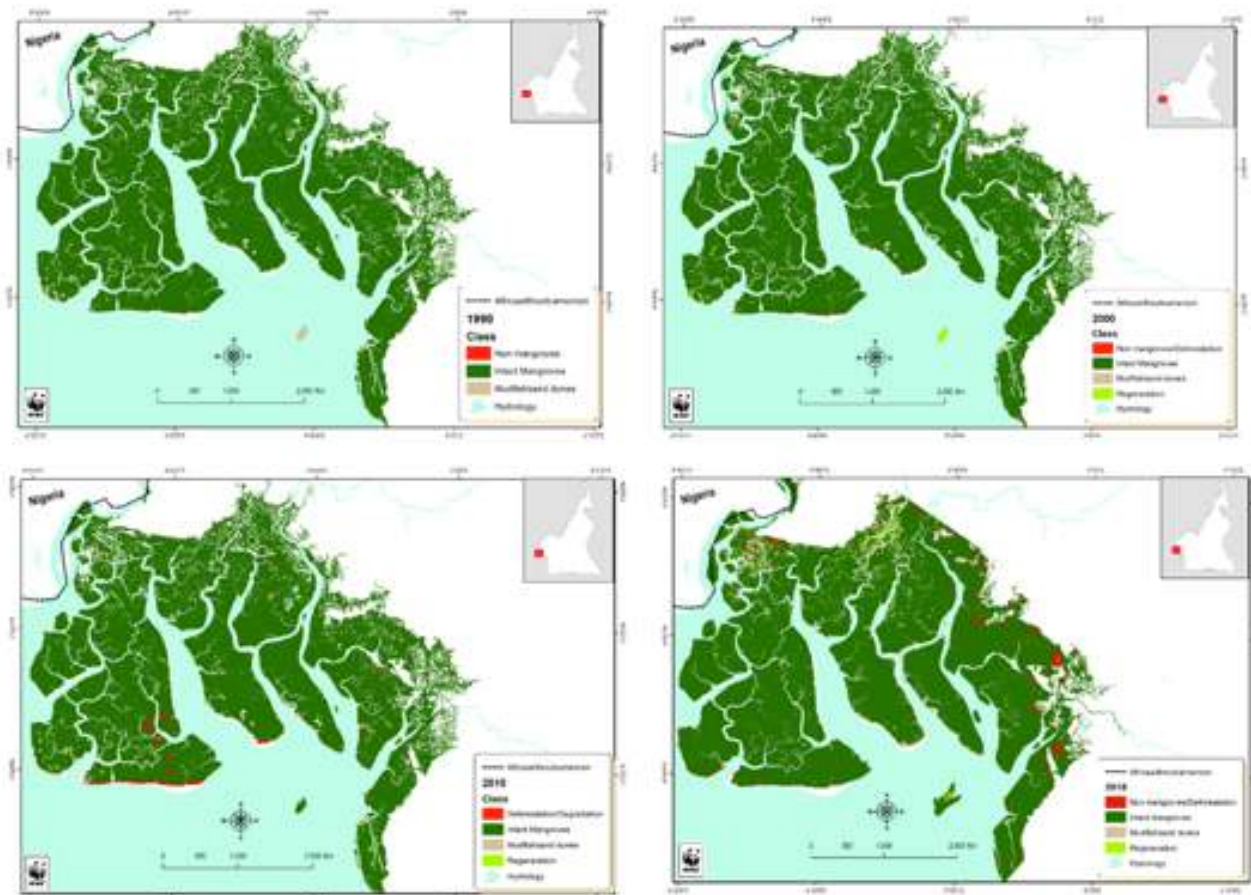


Figure 8: Maps of mangroves forest situation of 1990, 2000, 2010 and 2018 of the Ndongere mangroves zone, southwest of Cameroon.

2.2 Drivers of change

Application of the DPSIR (figure9) to assess drivers of deforestation and degradation over the last three decades highlights fuelwood for local consumption is a major driver of mangrove deforestation in this area. This is coupled by illegal logging of timber exported to neighboring Nigeria, increasing population through immigration with conspicuous activities that are associated with the migrants being doing fishing (73%), farming (13%), and periwinkles collection (7%). Indirect drivers include *inadequate law enforcement*, *increasing population*, and *lack of sustainable alternatives*. Increasing pressure on the mangrove results from fuelwood over exploitation, land use change, petroleum exploitation with companies such as ADDAX Petroleum Ltd and SHELL Oil undertaking exploration activities in the area leading to destruction and deforestation of mangrove. Water pollution chemicals, expansion of agriculture, natural threats from sea waves resulting from increased changes in climate and lack of adequate adaptive capacities by the local population.

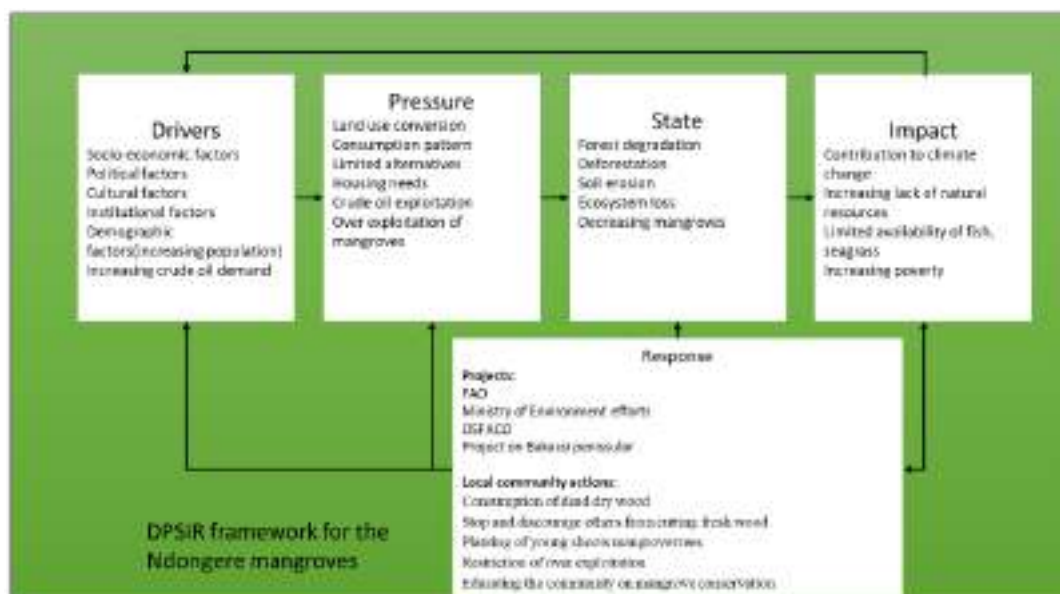


Figure 9: DPSIR framework for the Ndongere mangroves

As part of the response mechanism, both the local population, and national government have put up certain measures which are still inadequate at the moment. The government has partnered with technical and financial institutions in protecting and conserving the mangrove, e.g. Food and Agriculture Organization (FAO) of UN in the implementation of projects aimed at better understanding mangrove ecosystem, educating the community on mangrove conservation, restriction of over exploitation, (series of seminars with aim to educate and sensitize the population). Partnership with the United Nations Environment Program led to undertaking a project on "Participative Integrated Ecosystem Service Management Plans for Bakassi".

Biomass assessments indicate that carbon density of wood debris ranged from 0.00Mg/ha to 103.66 Mg/ha. They make up 13.74% of the overstory carbon (figure10). Carbon density for lianas ranged from 0.00Mg/ha to 0.53 Mg/ha. The lianas were seen in only two plots and contribute very little in the above-ground carbon with mean values ranging from 0.00Mg/ha to 0.53Mg/ha. Only class 1 had lianas and represent only 0.28% of the total overstory carbon density.

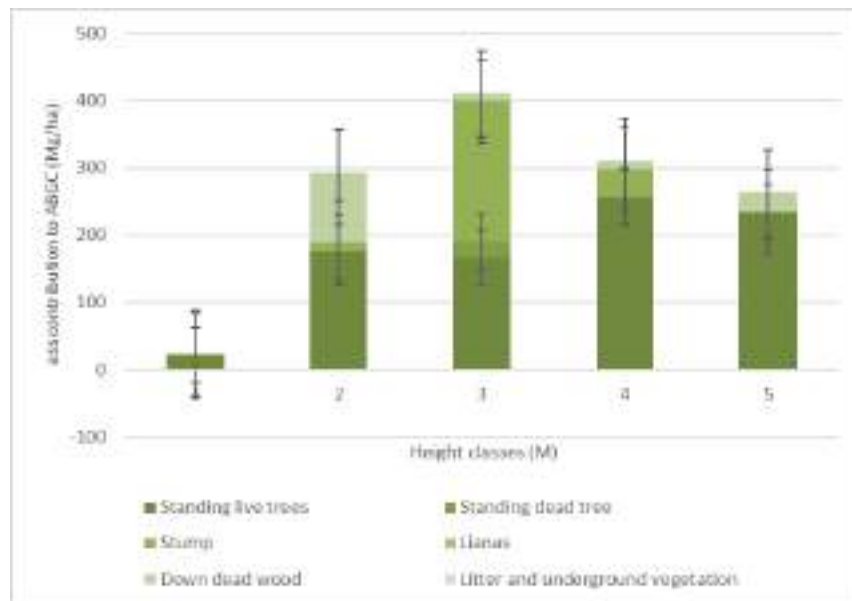


Figure10: Contributions of biomass components to aboveground carbon density; the values represent the average within height classes

Stump carbon density ranged from 0.00Mg/ha to 208.82 Mg/ha. The stumps mean carbon density range between 0.00Mg/ha to 208.82 Mg/ha and made up 23.36% of the overstory carbon density (Table4). The highest mean value is 208.8 in class 3 and the lowest value is 0.00 Mg/ha in height class 5.

Standing dead trees range from 0.00 Mg/ha to 23.49 Mg/ha, and were found in all height classes except in height class 1. Their carbon density ranged between 0.00Mg/ha and 23.47 Mg/ha, and they had 2.33% of the overstory carbon density.

Standing live trees mean carbon density ranged from 21.7 Mg/ha to 234.37 Mg/ha between height classes 1 and 5, making up 60.44% of the total over story carbon.

The total carbon biomass estimate shows that classes 5 and 4 recorded the highest mean carbon respectively and not class 1 with highest stem density per hectare. This is contrary to the report of Camacho et al. (2011) which states that the occurrence of more trees within a defined area shows a high carbon. Here, class 1 with highest stem density did not necessarily translate into high carbon density. Tree carbon densities were lower in class 1 where some of trees in that class had stem diameters below 5cm, with a majority of the trees having stem diameters >5cm with mean DBH of 8.17 cm as compared to other classes with mean DBH 37.03-47.43. This may be accounted for by the pressure mounted on the ecosystem by adjacent communities (i.e. some of the plots in this class were made up of regenerating trees) where destructive harvesting of mangrove trees for fuel wood, construction and other subsistence uses have resulted in the occurrence of very few large trees in some stands.

According to Kauffman and Donato (2012) trees with stem size less than 2.5 cm do not contain significant carbon density. It is important to note that allometric equations used in estimating tree biomass are heavily dependent on the stem size with less focus on other parameters such as height because of the difficulties encountered in accurate height measurement (Kauffman & Donato 2012). This impact was observed in classes 4 and 5 with high tree canopies and well developed mangrove forest status (figure11).

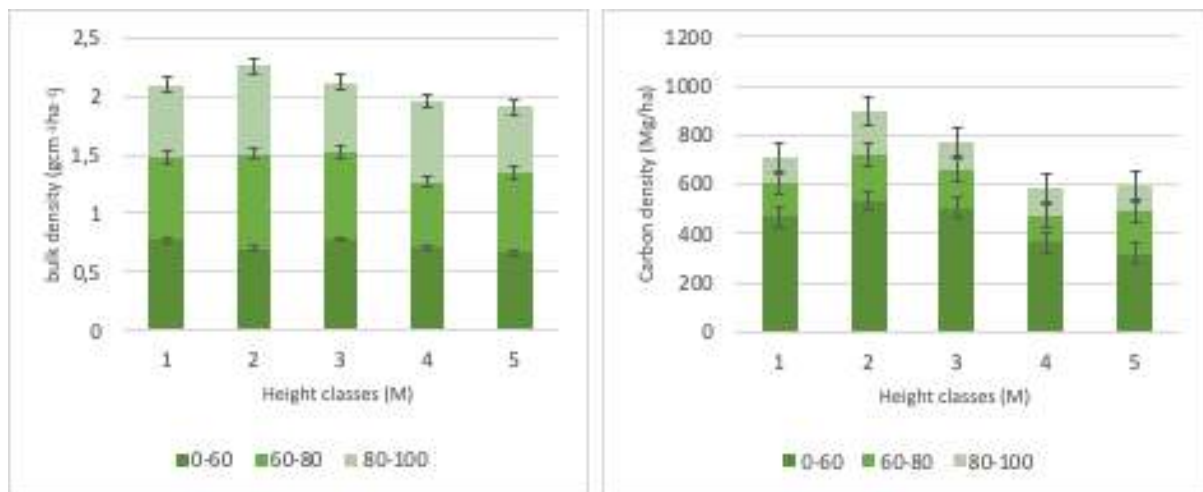


Figure11 Mean soil bulk density (i) and % carbon concentration (ii) with depth

Thus, the total overstory biomass carbon for the height classes ranged from 24.5Mg/ha to 409.73 Mg/ha. This value is close to the 537.73 Mg/ha recorded for Cameroon and the Central Africa sub region (MINPDED-RCM, 2016 and UNEP-2014). The compared values for Cameroon and the Central African Sub region are for non-degraded mangroves and their plots where few as well. Thus for the entire

Ndongere study area where research was done on both degraded and non-degraded, this value is appreciative. In fact, definite comparison cannot be effectively made here since this is a first order research value for work that covers this entire area.

Table5: Carbon density for Biomass (mean and standard error) and soil pools within each height classes and the corresponding ecosystem carbon stock

		Bulk density(g/cm ³)		%C		Carbon density (Mg/ha)	
Height class	soil depth (cm)	Mean	S.E.	Mean	S.E	Mean	S.E
1	0-60	0,77	0,19	9,9	2,1	469,8	126,32
	60-80	0,71	0,11	9,4	2,33	133,96	42,38
	80-100	0,62	0,16	8,94	2,01	101,98	17,81
2	0-60	0,7	0,03	12,74	0,12	533,77	24,39
	60-80	0,81	0,01	11,56	0,97	185,99	15,33
	80-100	0,75	0	11,78	0,45	177,1	5,4
3	0-60	0,78	0,05	10,51	0,85	503,99	62,5
	60-80	0,74	0,06	10,02	0,93	150,53	19,26
	80-100	0,6	0,07	9,91	0,92	119,35	18,01
4	0-60	0,71	0,05	9,05	0,77	364,03	15,2
	60-80	0,65	0,04	8,84	0,93	108,93	7,27
	80-100	0,69	0,04	8,13	0,66	112,94	11,2
5	0-60	0,67	0,04	9,45	1,18	320,41	42,87
	60-80	0,68	0,07	9,1	1,26	173,59	85,13
	80-100	0,56	0,03	8,86	1,45	97,67	14,88

The major factors affecting the determination of soil carbon stock (Table5) are bulk density, carbon concentration, and the total depth over which the estimates are integrated. The mean soil carbon concentration for each sampling depth, ranged from 8.13% to 9.10% (Tab.7). They are really different to what Stringer et al., (2014) reported, that in a recent compilation of global mangrove sediment data, a median carbon concentration of 2.2% was sited (Kristensen, et al. 2008). But the same review

illustrated that 44% of the available literature data shows carbon less than 2% with 28% of this review having values between 2% and 5% (Kristensen, et al. 2008), illustrating that carbon concentrations are not in the same range as those of the published data (Table6).

Table 6: Carbon density (mean and standard Error) in, biomass components for each height class

Carbon density										
Over story	1		2		3		4		5	
	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE
Standing live trees	21,07	13,35	175,08	23,76	166,43	35,6	255,71	43,57	234,37	45,72
Standing Dead trees	0,51	0,06	0,57	0	23,49	6,73	1,79	1,33	0	0
Stumps	1,19		12,92	0	26,1	0	40,07	29,48	0	0
Lianas	0,53	0,81		0	0	0	0	0	0	0
Down wood debris	0	0	0,1	96,4	10,71	8,62	12,4	5,55	28,48	0
Litter and Understory	1,2	0,25	0,11	0	0,28	0,12	0,11	0,02	0,12	0,06
Total	24,5	14,47	188,78	120,16	227,01	51,07	310,08	79,95	262,97	74,26

In this work, mean soil interval density ranged from 97.67 Mg/ha to 533.77 Mg/ha while pool soil carbon densities ranged from 585.9 Mg/ha to 896.86 Mg/ha. This is close to the soil carbon of 982.49 Mg/ha for Cameroon reported by MINEPDED-RCM (2016) and for Central Africa, (UNEP, 2014). Similarly, Donato et al., (2012) report soil carbon pools ranging from 517 Mg ha⁻¹ to 947 Mg ha⁻¹, but integrating sample analyses over a depth of 3m, determined by physically measuring the depth of the sediment above the bedrock. Equally, Madagascar mangroves showed a lower range of 324 Mg ha⁻¹ to 517 Mg ha⁻¹ though consideration of soil carbon of 150 cm (Carl et al. 2015, Trevor et al 2016) while these findings for NNP are to a depth of 100cm. Bulk density values ranged from 0.56Mg/ha to 0.81Mg/ha⁻¹, similar to the 0.52 g cm⁻³ to 1.39 g cm⁻³ recorded in the carbon study in Madagascar (Jones et al., 2014).

Table7: Carbon density (mean and standard Error) in, biomass components for each height class

	Carbon density (Mg/ha)									
	1		2		3		4		5	
	Mean	S.E	Mean	S.E	Mean	S.E	Mean	S.E	Mean	S.E
Total	24,5	14,47	292,34	120,16	409,73	51,07	310,08	79,95	262,97	74,26
Biomass C										
Soil C	705,74	186,51	896,86	45,12	773,87	99,77	585,9	33,67	591,67	142,88
Total	730,24	200,98	1189,2	165,28	1183,6	150,84	895,98	113,62	854,64	217,14

Differences in sampling approaches, specifically with regard to core sampling depth, make inter-comparison of study results difficult. Because carbon stocks are commonly reported on a per area basis, one can't directly determine the basis of reporting by the value alone.

4. DISCUSSION AND CONCLUSION

4.1 Discussion

Mangrove forest cover dynamics results from satellite image analysis of 1990, 2000, 2010 and 2018 indicate that the Ndongere mangrove zone is relatively intact. It however also indicated there has been increasing fragmentation, and will required immediate and more conservation interventions.

Moreover, the average mangrove tree height in the different plots sampled ranged from less than 5m to ~28m. Plots 13, 21 and 26 (figure 6) indicate the greatest average mangrove heights in the zone whereas plots 2, 22 and 26 indicate the densest mangroves zone in terms of canopy cover (Table 3).

Furthermore, analysis of the images shows a 30% covered by mudflat with some level of natural regeneration of mangroves in some of the areas which were initially occupied by mudflat or sand dune as observed in the 1990 satellite image. Sediments deposition is influenced by the main rivers in the area at Cape Bakassi, in which strong ocean waves work against incoming river currents to precipitate deposits in the form of large inter-tidal mud or sand flats which with time favor the growth of mangrove tree species. The relative rate of regeneration therefore observed from the images do tie with the perception of the local population that mangroves do have a high regeneration rate. That they do practice a sustainable management approach in which mangrove harvesting sites are abandoned for a period. The general observation is that, the abandoned site gets regenerated with some efforts of replanting or regeneration occurs naturally. Mangroves occupying over 97.04% in 2018 as compared to 97.43% of 1990 is an indication that the Ndongere mangroves segment is still relatively very intact as compared to the other segment of the Cameroon mangroves zone.

4.2 Conclusion

In conclusion, a mapping exercise and carbon accounting in the Ndongere mangroves combined analyses of historical medium-resolution SPOT/Landsat satellite imagery and other existing resolution data previously used to assess changes in mangrove extent over the past three decades. Both the supervised and unsupervised classification in the definition of clusters in feature space was explored. Selection of the classification algorithm was done using the Maximum Likelihood (ML) classifier. The classification process focus on three main classes (deforested/degraded, forested and regenerated areas).

A random sampling design to inventory the mangrove vegetation was adopted. This same approach had previously been used in the Zambezi River Delta, Mozambique, to provide a basis for estimating biomass pools. A canopy height methodological approach, derived from remote sensing data stratify the inventory area. A random spatial decision making approach provided some level of objectivity in the stratification of the study area. Height and diameter were measure in the inventory tree species, liana, standing dead trees, soil sampling and analysis of data were perform during the project. The calculation of biomass was done using different allometric equations. Despite the differences in the magnitude of

the various ecosystem carbon stock estimates, combining the relative contribution of the various components gave 28.54 % for the biomass carbon.

Efforts were made to identify drivers of deforestation and degradation. Continued work with local communities on various measures towards adapting to changes in climate change and considering alternative approaches for their livelihood rather than depending mainly on the natural resources. This work is expected to contribute to the Cameroon national REDD+ process through the consideration of the mangrove ecosystem sector in the national REDD+ strategy.

Acknowledgments

This study was made possible with support from the French Development Agency through the Institut de recherche pour le développement (IRD) Under the Project on Spatial observation of tropical forests (OSFACO), AFRICA - IGN FIIGN FI. Special thanks to the project coordinating team; especially Dr Benoit Mertens. The contents are the responsibility of the authors and do not necessarily reflect the opinion of AFD or the French government. We appreciate help from Dr. Trettin Carl of the US forest Service- Sustainable Wetlands Adaptation and Mitigation Program (SWAMP) for the support on methodology used for the biomass calculation and carbon accounting. We equally thank in a special way the contribution of Aurelie Shapiro of WWF Germany, support in the project development and implementation. Support from the conservation Director Dr Cleto Ndikumagenge and Dr Hanson Njiforti - national director of WWF Cameroon country program office is equally acknowledged. We like to thank Professor Festus Aka for the review and directives on the first draft of this manuscript. Participants during the OSFACO Cotonou-Benin international conference of March 2019 suggestions and critical comments contributed in fine-tuning of this research work. This work was also presented at the society for conservation GIS in July of 2019 and with several discussions with international scholars of SCGIS and participants at the 2019 ESRI UC San Diego, CA.

List of references

- Aheto D.W., Owusu Aduomih, A., and Obodai, E.A. (2011). Structural parameters and above-ground biomass of mangrove tree species. *Annals of biological research*, 2(3), 504-514
- Carl C. et al (2015) Composition, biomass and structure of mangroves within the Zambezi River Delt, page 184
- Christina E. Stringer et al (2015), Carbon stocks of mangroves within the Zambezi River Delta, Mozambique, page141-145

David Lagomasino et al. (2016), A Comparison of Mangrove Canopy Height Using Multiple Independent Measurements from Land, Air, and Space, page15-16

Donato, D.C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(4), 293–297. doi : 10.1038/ngeo1123

Ellison, A. M. (2008). Mangrove ecology - applications in forestry and coastal zone, management. *Aquatic Botany*, 89(2), 77. doi: 10.1016/j.aquabot.2008.01.001

Feka Njisuh Z. & Gordon N. Ajonina, 2011, Coastal Forests and Mangrove Programme Douala-Edea Project, BP 54, Mouanko, Littoral, Cameroon. Available from: https://www.researchgate.net/publication/264436407_Feka_and_Ajonina [accessed August 03 2018].

Frazier, S. (1995). An overview of World's Ramsar Sites. Wetlands International Publication 39-58pp
Global Visualization (GloVis) Viewer. [Reston, Va.] : U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey, 2005. <http://glovis.usgs.gov/>

Jaramillo, V.J., Kauffman, J.B., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D.L., Ellingson, L.J. 2003b Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6: 609-629.

Kathiresan, K. (2012). Importance of Mangrove Ecosystem. *International Journal of Marine Science*, 2(10), 70–89. doi:10.5376/ijms.

Klaus Tempfli, Norman Kerle, Gerrit C, Huurneman and Lucas L. F. f Jansen (2011), Principles of Remote Sensing

Kauffman, J., & Donato, D. (2012). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry. Retrieved February 19, 2014 from http://www.amazonico.org/speclab/SiteAssets/SitePages/Methods/Mangrove_biomass-CIFOR.pdf

Komiyama, A., Pongpan, S., & Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, 21(4), 471–477. doi:10.1017/S0266467405002476

Ministry of environment and forestry (MINEF)(1995). Forestry Policy Document. National Forestry Action Programme of Cameroon. Ministry of Environment and forestry Yaoundé Cameroon

Stringer et al 2014 L. Stringer, A. Dougill, J. Dyer, K. Vincent, F. Fritzsche, J. Leventon, M. Falcão, P. Manyakaidze, S. Syampungani, P. Powell, G. Kalaba. Advancing climate compatible development: lessons from southern Africa. *Reg. Environ. Change*, 14 (2) (2014), pp. 713-725

Trevor G. Jones et al 2016 Madagascar's Mangroves: Quantifying Nation-Wide and Ecosystem Specific Dynamics, and Detailed Contemporary Mapping of Distinct Ecosystems

UNEP (United Nations Environment Programme). Mangroves of Western and Central Africa. UNEP-Regional Seas Programme/UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 88 p (2007).

Wenwu Tang et al (2015), the assessment of mangrove biomass and carbon in West Africa: a spatially explicit analytical framework

Suivi des changements spatiaux et environnementaux dans les mangroves de la province de l'Estuaire du Gabon

OKANGA-GUAY Marjolaine ^(1,*), ONDO ASSOUMOU Emmanuel ⁽¹⁾, AKENDENGUE
AKEN Igor ⁽¹⁾, MPIE SIMBA Cédric ^(1,2), MOMBO Jean-Bernard ⁽¹⁾, OBIANG EBANEGA
Médard ⁽¹⁾, MBADINGA Michel ⁽¹⁾, ROGOMBE Laetitia Guylia ⁽¹⁾, MOUKETOU-
TARAZEWICZ Dieudonné ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Géomatique, de Recherche Appliquée et de Conseil (LAGRAC), Département de
Géographie, Université Omar Bongo, Libreville, Gabon

⁽²⁾ UMR CITERES, Université François Rabelais de Tours, France

^(*) Auteur correspondant : OKANGA-GUAY, m_okanga_guay@yahoo.fr

Résumé

Les mangroves du Gabon sont menacées par la dégradation et la déforestation. Dans ce contexte, a été étudiée la dynamique des mangroves de Libreville et sa région afin, d'une part, d'identifier les changements récents et prévoir les changements futurs et, d'autre part, de caractériser ces mangroves en termes de paramètres structuraux, physico-chimiques et floristiques. Couplant les méthodes de terrain et de télédétection, le projet « Modélisation de la dynamique des mangroves de Libreville et ses environs et des risques de leur dégradation » (MDMLERD) a recensé, dans l'ordre d'importance, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* et *Phoenix reclinata* comme espèce accompagnatrice. La distribution des diamètres des individus montre une courbe dominée par des jeunes, dont la hauteur varie entre 0 et 5 m, et qui se répartissent sur toutes les zones. Les mangroves les plus hautes sont situées dans la partie est de l'estuaire du Komo et atteignent jusqu'à 55 m (mesure par télédétection), et à un peu plus de 70 m (mesure terrain). L'ensemble des quatre espèces principales totalisent 150 512 tonnes de biomasse aérienne, et une biomasse souterraine de 3 tonnes environ. Les mangroves de Libreville et ses environs sont dominées par les arbres encore en bonne santé (83,13%), alors que les mangroves dégradées restent faibles (16,87%). Dans l'ensemble, la mangrove a enregistré des gains de surface totalisant 49,71 km², contre des pertes de 86,01 km². La simulation de 2028 annonce la poursuite d'une perte de superficie. Cette étude a permis de développer une nouvelle méthodologie d'évaluation de l'état de santé des mangroves, de cartographier les espèces et les hauteurs, et de mettre en relief les dégradations, selon que l'on soit en face de processus naturels ou anthropiques.

Mots clés : Mangroves, Structure, Biomasse, Télédétection, Dynamique, Simulation, Gabon

Abstract

Despite all the services they provide, Gabonese mangroves are threatened by degradation and deforestation. In this context, this study examines the mangroves dynamics of Libreville and its region (Gabon) in order to identify recent and predict future changes. But also to characterize these mangroves in terms of structural, physico-chemical and floristic parameters. Combining field and remote sensing methods, the project Modelling the dynamics of the Libreville mangroves and its surroundings and the risks of their degradation (MDMLERD) identified, in order of importance, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* and *Phoenix reclinata*. The diameter distribution shows a dominance by young trees, whose height varies between 0 and 5 m. The highest mangroves are located in the eastern part of the Komo estuary and reach up to 55m (remote sensing measurement) and just over 70 m (field measurement). The four main species total 150 512 tons of aerial biomass and an underground biomass of approximately 3 tons. The mangroves of Libreville and its surroundings are dominated by healthy trees (83.13%) while degraded mangroves remain low (16.87%). Overall, the mangrove recorded surface gains totalling 49.71 km², compared with losses of 86.01 km². The 2028 simulation announces the continuation of area loss. This study led to the development of a new methodology for assessing the health status of mangroves, to the mapping of mangrove species and heights, and to highlighting the degradation resulting from natural or anthropogenic processes.

Keywords: Mangrove, Structure, Biomass, Remote Sensing, Dynamics, Simulation, Gabon

1. INTRODUCTION

Le changement climatique et ses manifestations (augmentation du niveau marin, érosion côtière, risques sur la population humaine, les infrastructures et les écosystèmes naturels) sont des préoccupations importantes au Gabon. En effet, face au changement climatique, la région côtière gabonaise, avec plus de 800 km, est vulnérable à l'augmentation du niveau marin et aux événements extrêmes. Les villes importantes y sont localisées, représentant 53% de la population du pays, soit quasiment 1 000 000 de personnes (RGPL, 2013). L'érosion provoque des dégâts importants à Libreville, et à Port-Gentil où la submersion marine est un problème préoccupant. La réponse a été vigoureuse en considérant les nombreuses décisions. De multiples initiatives ont été adoptées depuis 2000 : établissement du Code forestier, création des parcs nationaux couvrant 11% du territoire en 2001-2002, évaluation environnementale et sociale sectorielle du Programme sectoriel Forêt, Pêches et Environnement en 2005, Profil Environnemental Côtier en 2007, Plan National d'Action pour la Gestion Durable des Ressources Environnementales Marines et Côtières en 2010, Plan National Climat en 2010, Stratégie Nationale d'Adaptation du littoral face aux effets des Changements Climatiques en 2011.

Dans ce sens, les mangroves gabonaises, estimées à 2500 km² (Lebigre, 1983), consistent en de superbes zones tampons entre les environnements marins et terrestres. Elles contribuent à atténuer les effets du changement climatique à l'échelle locale, voire même au-delà. Elles fournissent un bon nombre de services écosystémiques. Les recherches récentes indiquent que les mangroves aériennes et subaériennes contribuent de façon majeure au stockage de carbone, élément qui alimente les changements climatiques. Les sols de cet écosystème, qui font l'objet des plus récentes publications (Ajonina *et al.*, 2014; Kaufman, 2014 et 2009; Cohen *et al.*, 2013; Fatoyinbo & Simard, 2013), sont composés de boue ou de vase et parfois de sable. Ils sont riches en carbone (1093 Mg C ha⁻¹ pour le nord Gabon ; Kauffman et Bhomia, 2017), nitrogène, méthane et matière organique.

Les mangroves fournissent d'autres services. Elles abritent une biodiversité importante (Field *et al.*, 1998; Nagelkerken *et al.*, 2008) et jouent le rôle essentiel de pouponnière de nombreuses espèces halieutiques (Manson *et al.*, 2005; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Elles peuvent limiter l'érosion (Gedan *et al.*, 2011) et ont un effet de purification en filtrant les macro-déchets. Elles contribuent au cycle de l'eau et des nutriments (Allen *et al.*, 2007; Gleeson *et al.*, 2013). Dans les zones urbaines, elles servent d'éponge en absorbant les excès d'eau qui pourraient causer des inondations (Jain, 2006). Les mangroves agissent aussi comme barrières ou défenses côtières contre les tempêtes (Ghazali *et al.*, 2016) et l'augmentation du niveau marin dans certaines conditions (Lovelock *et al.*, 2015).

Dans l'optique d'aider à la gestion durable des mangroves, disposer de connaissances scientifiques de base est un impératif. Celui-ci conditionne le succès de toute initiative de conservation durable de ces écosystèmes sensibles. Or, en ce qui concerne le Gabon, les études concernant la mangrove et sa dynamique font défaut. De plus, malgré tous les services qu'elles rendent, les mangroves gabonaises

sont menacées par la dégradation et la déforestation résultant particulièrement des activités anthropiques. À l'échelle nationale, les mangroves ont perdu une surface estimée à 685 km² entre 1980 et 2005 (Howard, 2014) et 54 km² entre 2000 et 2010 (Ajonina *et al.*, 2016). Pourtant, dans les zones faiblement ou nullement impactées par les facteurs anthropiques, elles peuvent croître. En effet, dans certaines zones, elles ont augmenté en superficie, gagnant 324 km² entre 2000 et 2010 (Ajonina *et al.*, 2016).

Ainsi, connaître la dynamique des mangroves de Libreville et sa région a pour objectifs, d'une part, d'identifier les changements récents et prévoir les changements futurs et, d'autre part, de caractériser celles-ci en termes de paramètres structuraux, physico-chimiques et floristiques.

Mené par l'équipe du Laboratoire de Géomatique, de Recherche Appliquée et de Conseil de l'Université Omar Bongo du Gabon, le projet « Modélisation de la dynamique des mangroves de Libreville et ses environs et des risques de leur dégradation » (MDMLERD), apporte des connaissances géographiques, écologiques et socio-économiques sur ces écosystèmes.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1. Zone d'étude

Au Gabon, les mangroves se retrouvent dans cinq grands ensembles : les rives de l'estuaire du Rio Mouni, de la baie de la Mondah, de l'estuaire du Komo dans la partie septentrionale de la côte gabonaise, le delta de l'Ogooué au centre et, dans la partie méridionale, les berges des lagunes Nkomi, Iguéla, Ndougou et Banio (Lebigre, 1983) et à l'embouchure du fleuve Nyanga (MDMLERD). L'étude s'est focalisée sur les mangroves du Gabon septentrional (Figure 1), soit au nord-ouest du pays.

Libreville et ses environs se situe sur le bassin sédimentaire côtier. La région subit un climat de type équatorial avec un régime pluviométrique bimodal et une moyenne annuelle de 2870 mm de précipitations (MALOBA MAKANGA J. D., 2011). L'importance des pluies permet ainsi à l'agglomération et sa région d'avoir un réseau hydrographique très dense. Autrefois forêt sempervirente du bassin sédimentaire côtier, la végétation de la zone a subi une forte dégradation anthropique. On y observe de la forêt dense humide, des forêts dégradées, des zones marécageuses, des savanes et des forêts de mangroves. Ces dernières sont localisées sur les rives de l'estuaire du Komo, dans la baie de la Mondah et à l'embouchure de plusieurs cours d'eau.

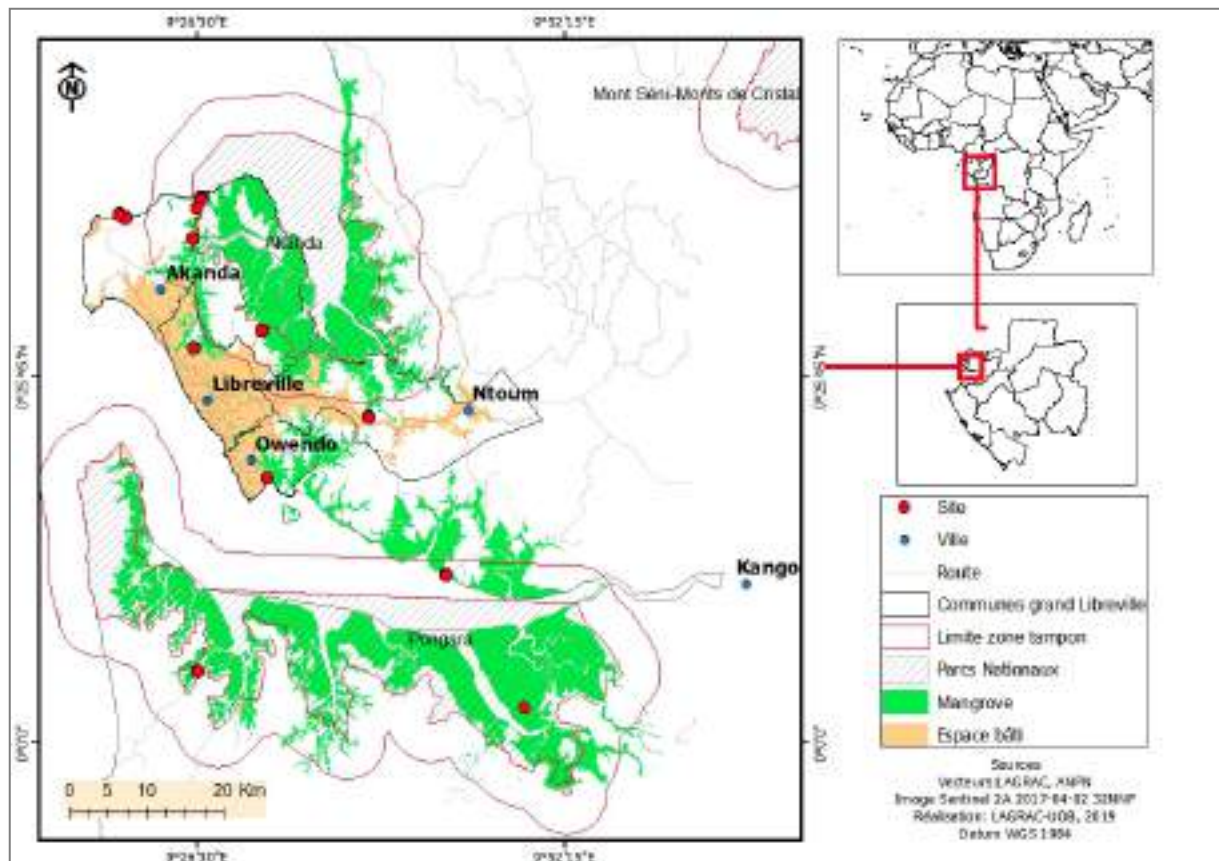


Figure 1 : Sites d'étude du projet MDMLERD

Cet espace subit une pression anthropique non négligeable, avec un réseau de communes urbaines en cours de développement comprenant Cocobeach, Ntoum, Kango, Akanda, Owendo et Libreville. Les trois dernières, situées sur la côte, concentrent à elles seules quasiment 50% de la population nationale. Tout comme l'ensemble du Gabon, elles ont connu une nette croissance démographique : de 441 970 habitants en 1993, elles sont passées à 869 741 en 2013 (RGPH, 1993; RGPL, 2013). Le niveau de participation à l'activité économique des 16-65 ans dans la zone se situe dans la tranche 56-68% (RGPL, 2013). À la date du dernier recensement détaillé et publié sur les emplois en 1993, les secteurs de l'administration (28,15% des emplois), les services (24,38%) et le commerce (21,60%) dominaient à Libreville, lui donnant le titre de multifonctionnelle (Guay-Okanga, 2002).

Cette région abrite un mini réseau d'aires protégées comprenant l'Arboretum Raponda Walker, le Parc National d'Akanda et le Parc National de Pongara qui font, depuis peu, l'objet du projet Arc d'Émeraude. Enfin, cette zone est très convoitée par les pouvoirs publics et les investisseurs, qui y développent des grands travaux d'aménagement à l'instar de la Zone Économique Spéciale de Nkok, l'extension du port d'Owendo, le projet de construction d'une marina sur le front de mer de Libreville, ou projettent d'y réaliser d'autres travaux de non moindre importance comme la construction d'un aéroport international.

Pour illustrer l'ensemble des caractéristiques des mangroves de l'Estuaire, douze sites d'étude ont été spécifiquement sélectionnés : deux en zone urbaine (Alibandeng, Alénakiri), sept en zones péri-urbaines (Bolokoboué 1 et 2, Mamboumba, Mamboumba rivière, Moka, Oveng Lassonde, Essassa) et trois en zones éloignées naturelles (Donguila, Matek Mavi, Remboué). Cette distribution se justifie par l'observation de variables soumises à des pressions extrêmes de la zone urbaine, à des pressions immédiates de la zone périurbaine et à des pressions encore faibles des zones éloignées. Mais aussi, ces différents sites sont soumis, plus ou moins selon leur localisation, aux effets des zones protégées. Ces sites, qui ont fait l'objet d'une collecte de données sur les paramètres environnementaux, constituent des points de validation de la cartographie issue des données de télédétection.

2.2. Collecte et analyse des paramètres environnementaux

La méthode d'échantillonnage a été celle des transects (Imbert, 1985) et des placettes. Le secteur à implanter des transects a été choisi de façon aléatoire, mesurant 100 m de long et entrecoupé de placettes tous les 20 m. Les placettes ont été généralement circulaires avec un rayon variable en fonction du faciès à échantillonner. Ainsi, il y a eu des placettes de 2 m x 2 m (soit 12,56 m²) dans les sites où les individus sont assez petits ne dépassant pas 5 m de haut, de 7 m x 7 m (soit 154 m²) et une méga placette de 50 m x 50 m (soit 7850 m²) pour les individus de gros gabarits dépassant 50 cm de diamètre. Lorsqu'il y avait beaucoup de plantules, un quadra de 1 m² est installé. A l'intérieur des placettes et quadras, tous les individus ont été répertoriés, mesurés et marqués soit par de la craie rouge ou de la peinture rouge.

Dans les placettes, plusieurs mesures ont été effectuées, notamment des variables dendrométriques. La hauteur des arbustes et arbres a été mesurée à l'aide du télémètre laser. Le diamètre des individus a été mesuré avec le pied à coulisse pour les individus de moins de 5 cm, et avec le mètre forestier à partir de 1,30m du sol pour certains; mais, pour d'autres à racines échasses comme les *Rhizophora*, à 30 cm à partir de la dernière grosse racine. La densité a été calculée à partir du nombre d'individus par unité de surface, et la surface terrière indiquant le taux de recouvrement au sol. À partir d'un appareil multiparamètres, ont été aussi mesurés des paramètres physico-chimiques tels que le pH, la salinité, la conductivité et la température du sol. Enfin, a été menée l'identification de différentes espèces présentes dans les placettes.

A partir des données dendrométriques et floristiques, ont été calculés la biomasse, l'abondance, la dominance, la fréquence et l'indice de valeur d'importance. L'équation allométrique de Fromard *et al.* (1998) $AGB=102.3DBH^{2.5}$ a été utilisée pour calculer la biomasse aérienne, et celle de Komiyama *et al.* (2005) : $BGB=0.199p^{0.899DBH^{2.22}}$ pour la biomasse racinaire.

Aussi, dans le cadre de cette étude, l'analyse de l'état de santé des individus dans les différents sites a été effectuée pour évaluer le degré de vitalité ou de dégradation de la végétation. Cela a été une évaluation qualitative de l'état de santé des arbres. Deux typologies ont été utilisées, d'une part, celle de Kauffman et Donato (2012) et, d'autre part, celle en cours d'élaboration d'Ondo Assoumou (équipe

Mangrove du LAGRAC/Université Omar Bongo, 2019). La typologie de Kauffman et Donato (2012) met en exergue le statut des arbres dans les forêts tropicales, à partir des formes de dégradation observées. Ainsi, outre l'individu sain ou bien portant, trois stades de dégradation ont été proposés (types 1, 2 et 3). La typologie d'Ondo Assoumou, réalisée à partir des spécificités observées sur les mangroves de la province de l'Estuaire du Gabon, complète la précédente et ajoute 7 types. Ces deux typologies sont basées sur la physionomie des individus pour caractériser l'état de non dégradation ou de dégradation, en discriminant les vivants, les morts sur pied, les troncs cassés, les cimes cassées ou défoliées, les troncs à trous à la base.

2.3. Cartographie des mangroves par télédétection

Les données utilisées pour cartographier la dynamique des mangroves 2000-2017 et simuler les changements jusqu'en 2028 proviennent, tout d'abord, des images satellitaires Landsat 7 TM de 2000 et Landsat 8 ETM de 2014 d'une résolution de 30 m, qui ont été téléchargées sur le Catalogue en ligne *EarthExplorer* de l'*United States Geological Survey* (USGS) (Tableau 1). Pour assurer la comparabilité entre les images, seules les données Landsat ayant la même résolution spatiale ont fait l'objet d'une étude diachronique (2000 et 2014).

Tableau 1 : Récapitulatif des produits satellitaires utilisés

Libelle	Capteur	Résolution	Année	Système de projection	Commentaire
LC81860602014096LGN00	Landsat 8	30 m	2014	UTM 32N	Bonne qualité, présence de nuages.
LE71860602000098EDC00	Landsat 7	30 m	2000	UTM 32S	Qualité moyenne, présence de nuages.
ESA	Sentinel 2A	20 m	2017	UTM 32N	Bonne qualité, présence de nuages.
SRTM		90 m	2000	WGS84	
GDEM ASTER v2	Aster	75 m	2011	WGS84 EGM96	

Une image Sentinel-2A de l'année 2017, téléchargée sur le site Sentinel-Hub de l'ESA, a aussi été utilisée pour estimer les surfaces de mangrove et leur classification par espèce. Le recours aux données multisources est rendu obligatoire par la nébulosité caractéristique des images satellitaires de l'Afrique centrale.

La cartographie des hauteurs de mangroves a été rendue possible avec l'utilisation des données d'un modèle numérique de terrain (SRTM) et d'un modèle numérique d'élévation (ASTER GDEM).

Certains prétraitements tels que la création des masques nuages et leurs ombres, le calage d'images, le mosaïquage et la fusion d'images ont été réalisés, afin d'assurer la cohérence des résultats et leur comparabilité. Pour toutes les images, des traitements radiométriques supplémentaires ont été effectués, pour améliorer la séparabilité des objets ayant des signatures spectrales proches, à travers la création des néo canaux à partir des indices NDVI, NDWI, IC, NDPI.

La carte d'occupation du sol a été réalisée selon une classification supervisée par maximum de vraisemblance. Pour chaque image et tous les capteurs, une même nomenclature est adoptée: forêt de terre ferme, surface artificielle, eau, mangrove et nuage (Tableau 2). L'extraction de surfaces des mangroves a été effectuée et améliorée par le canal du moyen infrarouge, qui facilite l'identification de leurs limites (Taureau *et al.*, 2015).

Tableau 2 : Classes d'occupation du sol, Projet MDMERLD

Classes	Description
Eau	Bras de mer, rivières, lacs, plans d'eau, océan.
Nuages	Couverture nuageuse et leurs ombres.
Surface artificielle	Zones anthropisées ou urbanisées, sols nus, zones de sable et de vase, pelouse, plantation, espaces où la couverture végétale est absente, tannes.
Forêt de terre ferme	Espaces composés de couvert végétal de terre ferme dense et peu dense.
Mangrove	Forêts des terres inondées composées de la mangrove haute et de la mangrove basse.

Réalisation : Projet MDMLERD, 2018 .

La progression ou la régression des mangroves a été évaluée en comparant les vecteurs résultant des classifications des images Landsat 2000 et 2014, pour la zone d'étude.

Un modèle numérique de canopée des zones de mangrove a été obtenu par l'équation $MNC = MNS - MNT$. Il a permis d'estimer et de cartographier les hauteurs des mangroves dans la zone d'étude. Dans le cadre de l'étude, quatre classes de hauteur ont été définies, selon les mesures de terrain et la littérature : mangrove basse, entre 0 et 5 m ; mangrove moyenne, entre 5 et 15 m ; mangrove haute, entre 15 m et 30 m ; mangrove très haute, entre 30 et 55 m.

Les données de terrain ont été utilisées pour la classification des types de mangrove. En effet, les placettes mono spécifiques, couvrant chaque type de mangrove à savoir *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *Avicennia germinans*, ont été géo référencées, puis sélectionnées comme zone d'entraînement. Le résultat de la classification supervisée de l'image Sentinel 2A a été affiné par les néo-canaux NDVI et NDW, la cartographie de Lebigre (1983) et la connaissance de terrain.

La précision thématique des cartes ou leur niveau de fiabilité a été appréciée à partir de la réalisation d'une matrice de confusion, qui indique la précision globale et l'indice Kappa. La matrice de confusion est basée sur une comparaison entre les zones d'entraînement classées par l'utilisateur grâce aux données de terrain, de drone et à sa connaissance du terrain, et entre ces mêmes zones reclassées par le logiciel. Au moyen d'un système d'information géographique, les données de terrain ont été superposées aux cartes pour extraire la classe d'occupation correspondant aux points de contrôles. Pour chacun des points, une validation visuelle des zones et pixels contigus a été réalisée afin de minimiser les erreurs de localisation géographique.

La cartographie des dynamiques d'occupation du sol et des surfaces de mangrove 2000-2014 ont servi à modéliser et simuler la dynamique de la mangrove sur la même période, soit à l'horizon 2028. Le modèle spatial de la dynamique de la mangrove de l'Estuaire s'appuie sur les facteurs de dégradation des surfaces de mangrove mis en évidence; dont l'anthropisation retenue comme principal moteur de la dégradation des mangroves urbaines et périurbaines. Ce modèle retranscrit les transitions entre la mangrove et les autres classes d'occupation du sol, ou inversement. Les scénarios prédictifs de 2028 sont donc basés sur les tendances et la probabilité de changement des paramètres de l'occupation du sol entre 2000 et 2014. Une modélisation de la mangrove à moyen terme a été effectuée à l'aide de la plateforme Land Change Modeler (LCM) d'IDRISI TerSet.

Les cartes de susceptibilité au changement, de la classe mangrove vers une des autres classes d'occupation du sol, sont réalisées pour chacune des transitions identifiées puis hiérarchisées. L'analyse quantifie les changements futurs, à l'aide de chaînes de Markov, et les localise. Le modèle LCM produit une matrice des quantités de changements attendus pour une date donnée, et une matrice de probabilité de transition de chaque classe d'occupation du sol vers les autres classes (Aguéjdad et Houet, 2008). Les cartes de probabilité aux changements sont ensuite utilisées pour simuler les dynamiques des classes d'occupation des sols à l'aide d'un automate cellulaire, suivant un processus d'allocation spatiale des changements multi-objectifs.

Pour ce travail, seules les transitions ayant une forte contribution aux changements ont été retenues : mangrove-surface artificielle, mangrove-surface en eau et mangrove-forêt de terre ferme.

Le scénario tendanciel retenu traduit la continuité des dynamiques observées, sans rupture majeure. Ce scénario intègre les facteurs de changement déjà connus, et dont la probabilité est certaine. La continuité de l'artificialisation du territoire et notamment l'évolution des zones bâties, l'agriculture, la pêche et l'extraction du bois de mangrove pour le fumage des poissons sont les principales tendances lourdes retenues pour ce scénario. Dans ce scénario, seuls les nuages sont définis comme zone de restriction et ne sont pas pris en compte dans le processus de simulation.

3. RÉSULTATS

3.1. Structure et composition floristique

Sur l'ensemble des 12 sites, 2410 taxons ont été échantillonnés sur 52 517 m² soit 5,2517 hectares. Dans les zones de mangroves, les taxons sont classés en deux catégories, avec des espèces caractéristiques et des espèces accompagnatrices. Dans la partie septentrionale de la côte gabonaise, cinq espèces caractéristiques des mangroves ont été recensées, dont deux du genre *Rhizophora*, principalement *Rhizophora harrisonii* et *Rhizophora racemosa* (famille des Rhizophoraceae), qui totalisent respectivement 1032 et 912 individus. Puis, *Avicennia germinans* (famille des Avicenniaceae) totalisant 182 individus. Enfin, il y a les deux espèces de la famille des Combretaceae, dont *Laguncularia racemosa* avec 106 individus et *Conocarpus erectus* avec 3 individus. Parmi les espèces accompagnatrices, *Phoenix reclinata* est présente dans les placettes avec 32 individus.

Les mangroves de Libreville et ses environs colonisent les zones protégées de la force maximale de l'océan, soit : les estuaires, les criques et les rivières. Elles pénètrent largement l'intérieur des terres par ces voies, à plus de 65 km pour l'estuaire du Komo.

La répartition territoriale des espèces de mangroves (Figure 2), cartographiée à l'aide de la classification de l'image Sentinel validée de façon satisfaisante (Tableau 3) et à l'aide de la connaissance de terrain, est caractérisée par un fort recouvrement spatial du genre *Rhizophora* (*racemosa* et *harrisonii*). Les *Rhizophora racemosa* sont principalement situés en amont de l'estuaire du Komo, particulièrement sur la rive sud près de l'embouchure de la rivière Remboué. Cette espèce est aussi localisée en ilots sur la rive gauche de l'estuaire de la Mondah.

Tableau 3 : Résultats de validation de la classification des espèces de mangroves, Sentinel 2017

	Tanne et sol nu	Rhizop, harrisonii	Mangrove mixte	Rhizop, racemosa	Total	User accuracy
Tanne et sol nu	268023	738	5698	309	274777	97,54
Rhizop, harrisonii	1264	336224	26196	16549	380233	88,42
Mangrove mixte	976	76245	449789	265397	792407	56,76
Rhizop, racemosa	1621	26375	12952	1133498	1174446	96,51
Total	271884	439582	494635	1415753	2621854	
Producer accuracy	98,57	76,48	90,93	80,06		

83,43%	Overall Accuracy
0,8651	Kappa

Les *Rhizophora harrisonii* mélangés aux *Avicennia germinans* sont situés plutôt vers le centre de l'estuaire du Komo, particulièrement sur la rive sud, mais aussi sur la rive nord vers Donguila. Contrairement aux mangroves de Guyane française où la vase récente est colonisée par de jeunes *Avicennia*, sur la côte ouest africaine, en revanche, la mangrove frontale est essentiellement dominée, dans les estuaires, delta et le long des rivières, par les *Rhizophora*. Ainsi, selon les observations faites sur le terrain, un premier rideau de *Rhizophora harrisonii* longe les berges, alors que les *Avicennia germinans* sont en arrière-plan. Les *Rhizophora harrisonii* dominent les mangroves de l'estuaire de la Mondah. Les *Rhizophora mangle* sont endémiques qu'exclusivement à la rivière Lowé. Situées en zone urbaine, elles sont très menacées.

Le genre *Avicennia*, minoritaire, reste difficilement identifiable à l'échelle provinciale du fait de son faible recouvrement spatial. Les *Avicennia germinans* se mêlent généralement aux *Rhizophora harrisonii*, ou bien ils sont présents en îlots comme à Moka et Mamboumba.

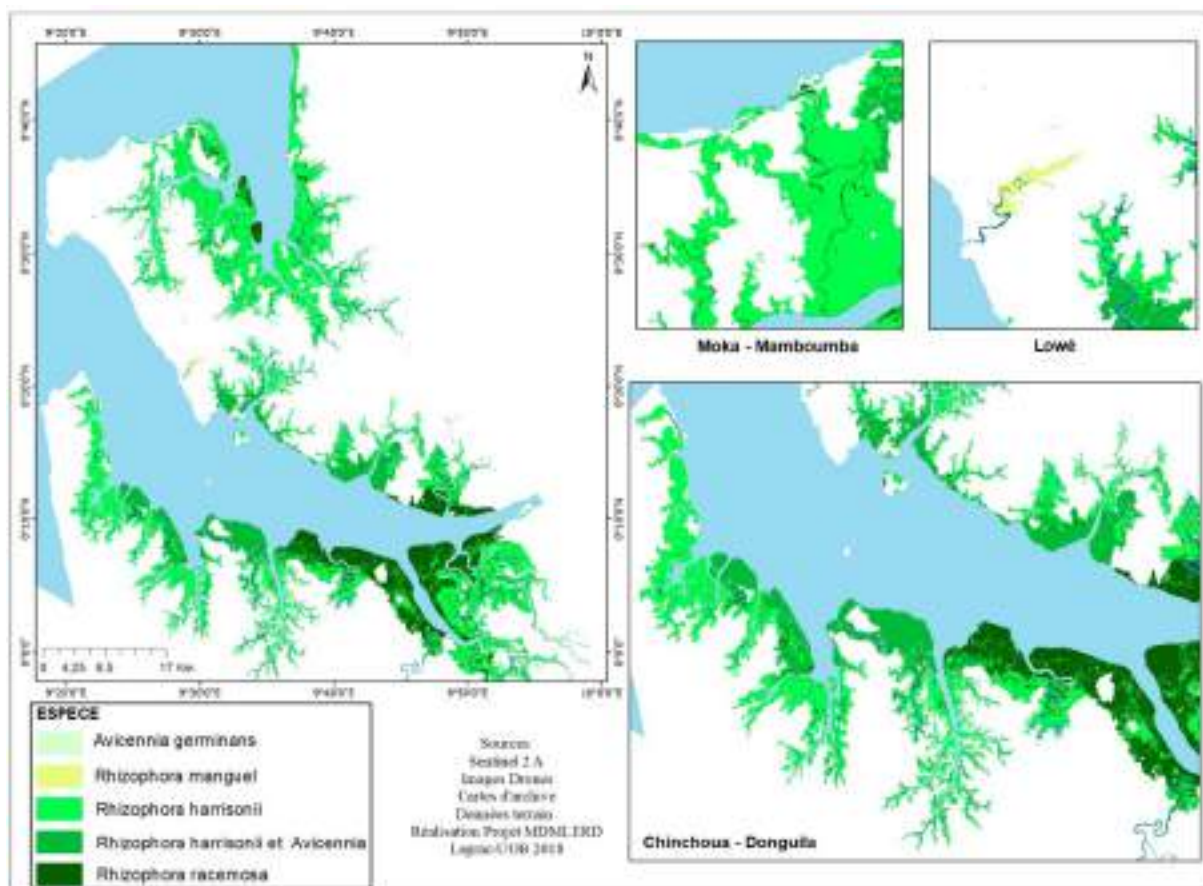


Figure 2 : Répartition des espèces de mangrove des estuaires du Komo et de la Mondah (Libreville et ses environs)

L'étude de la distribution des individus par classes de diamètre révèle une répartition en 20 classes (Figure 3). La distribution des classes de diamètre de tous les individus montre une courbe en « L », c'est-à-dire dominées par de jeunes individus. Toutefois, dans cette zone d'étude, il est à signaler la présence de gros spécimens avec plus de 50 cm, voire des individus qui atteignent 100 cm de diamètre. Mais, les individus de gros diamètres sont beaucoup plus vulnérables face aux conditions environnementales (stress hydrique et sédimentaire, instabilité du substrat vaseux) d'où leur absence dans certains sites.

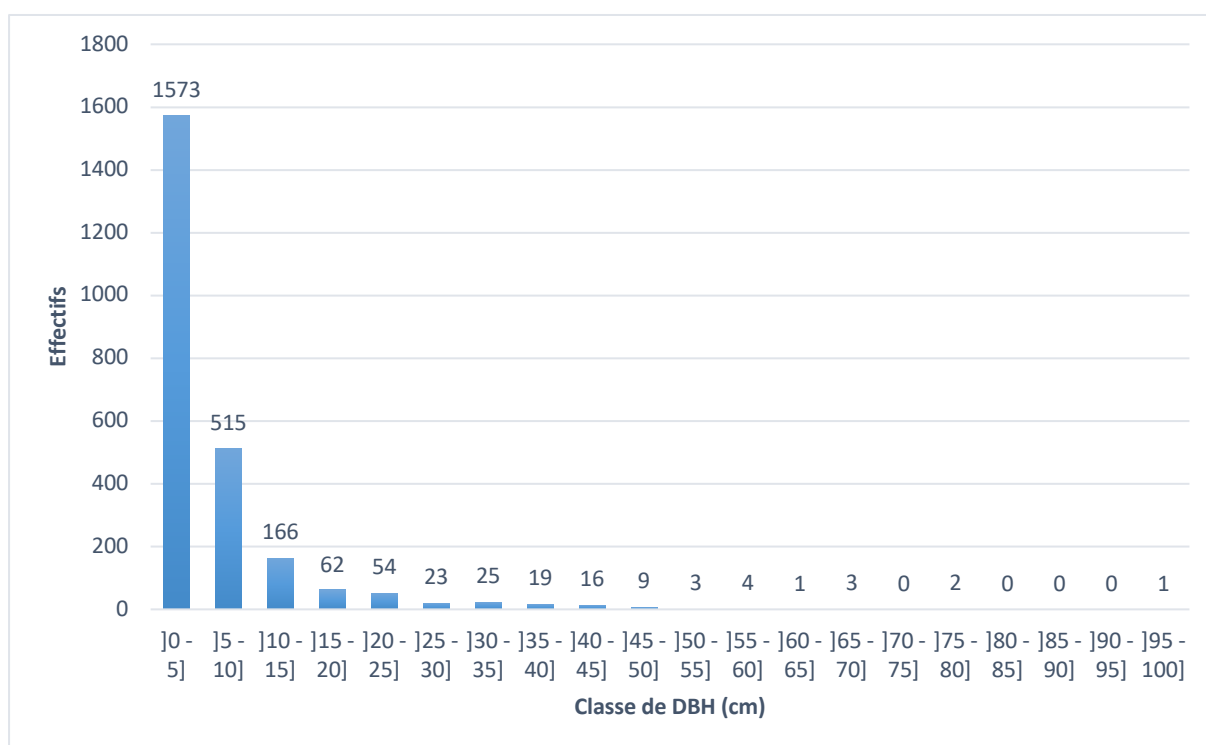


Figure 3 : Distribution des classes de diamètre des arbres de la mangrove des estuaires du Komo et de la Mondah (Libreville et ses environs), sites échantillonnés

Par ailleurs, l'analyse des classes de diamètre montre aussi une répartition par espèces. Ainsi, sur les sites échantillonnés, *Avicennia germinans* a des individus les plus gros, atteignant les 100 cm de diamètre et représentant 42 % devant *Rhizophora harrisonii* 31 %, *Rhizophora racemosa* 24 % et *Laguncularia racemosa* 3 %.

Les hauteurs se répartissent également par classes, au total 15 classes déterminées (Figure 4). Il faut noter que le fait le plus marquant est la présence de plusieurs individus très hauts dépassant largement la limite de 30 m de haut. Il y en a même qui atteignent 60 et 75 m de haut. Cela est assez exceptionnel dans les écosystèmes de mangroves, dans la plupart des régions du monde. L'analyse comparative des hauteurs entre espèces de mangroves montre cependant, contrairement aux diamètres, que les hauteurs

les plus importantes sont observées chez les *Rhizophora*. Ainsi, les plus hauts sont majoritairement *Rhizophora harrisonii* avec 53%. Il est suivi par *Avicennia germinans* avec 24%, *Rhizophora racemosa* avec 22% et *Laguncularia racemosa* avec 1%.

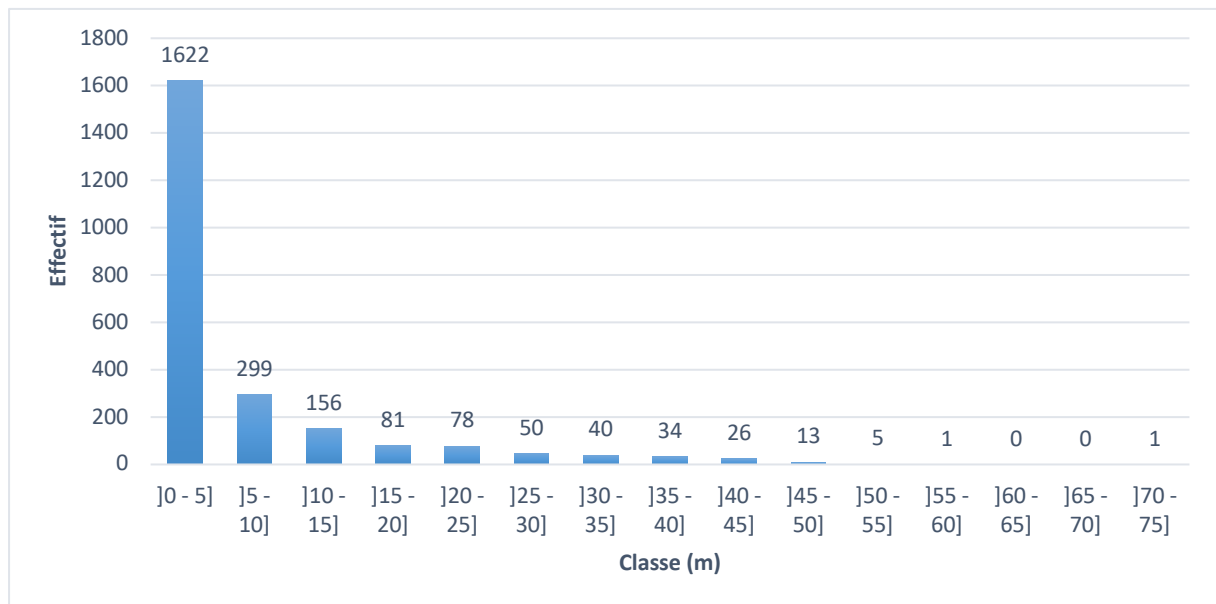


Figure 4 : Distribution des classes de hauteurs des arbres de la mangrove des estuaires du Komo et de la Mondah (Libreville et ses environs), sites échantillonnés

La mesure des hauteurs, faites par télédétection, corrobore avec les moyennes de hauteurs des sites échantillonnés. Ainsi, la comparaison des hauteurs estimées par télédétection et des hauteurs observées traduit une différence non significative (Figure 5). Un biais de -0,026 % est toutefois constaté, expliqué par un écart moyen standard de 2,60 m entre les hauteurs estimées et les hauteurs observées.

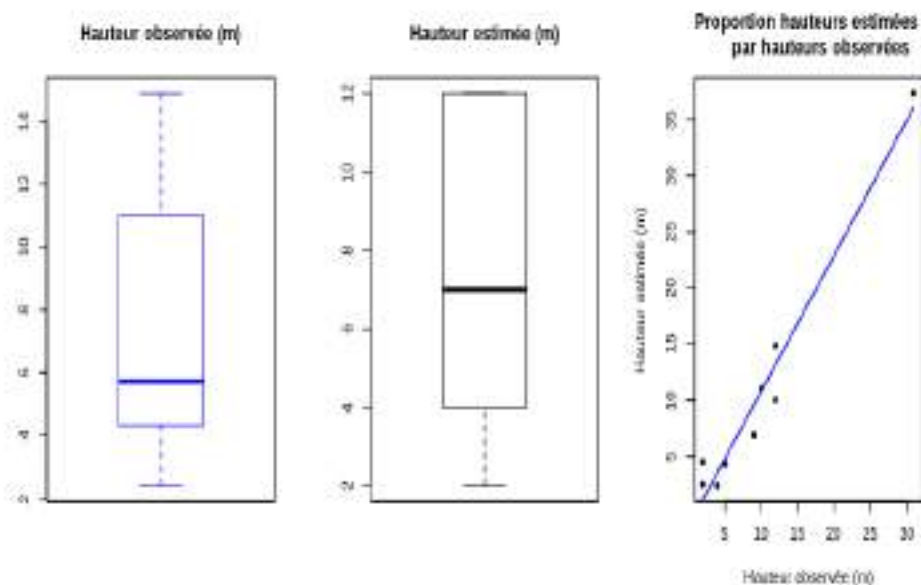


Figure 5 : Comparaison entre les hauteurs observées sur les sites d'étude et les hauteurs estimées par télédétection

Les résultats démontrent une très grande population de mangroves dont la hauteur varie entre 0 et 5 m (Figure 6). Répartie sur toutes les zones, elle favorise généralement l'arrière-plan et est peu alimentée en eau. Elle se situe donc vers les terres fermes et les fonds de criques et de rivières. Toutefois, elle se remarque aussi le long du rivage près de la Pointe Denis.

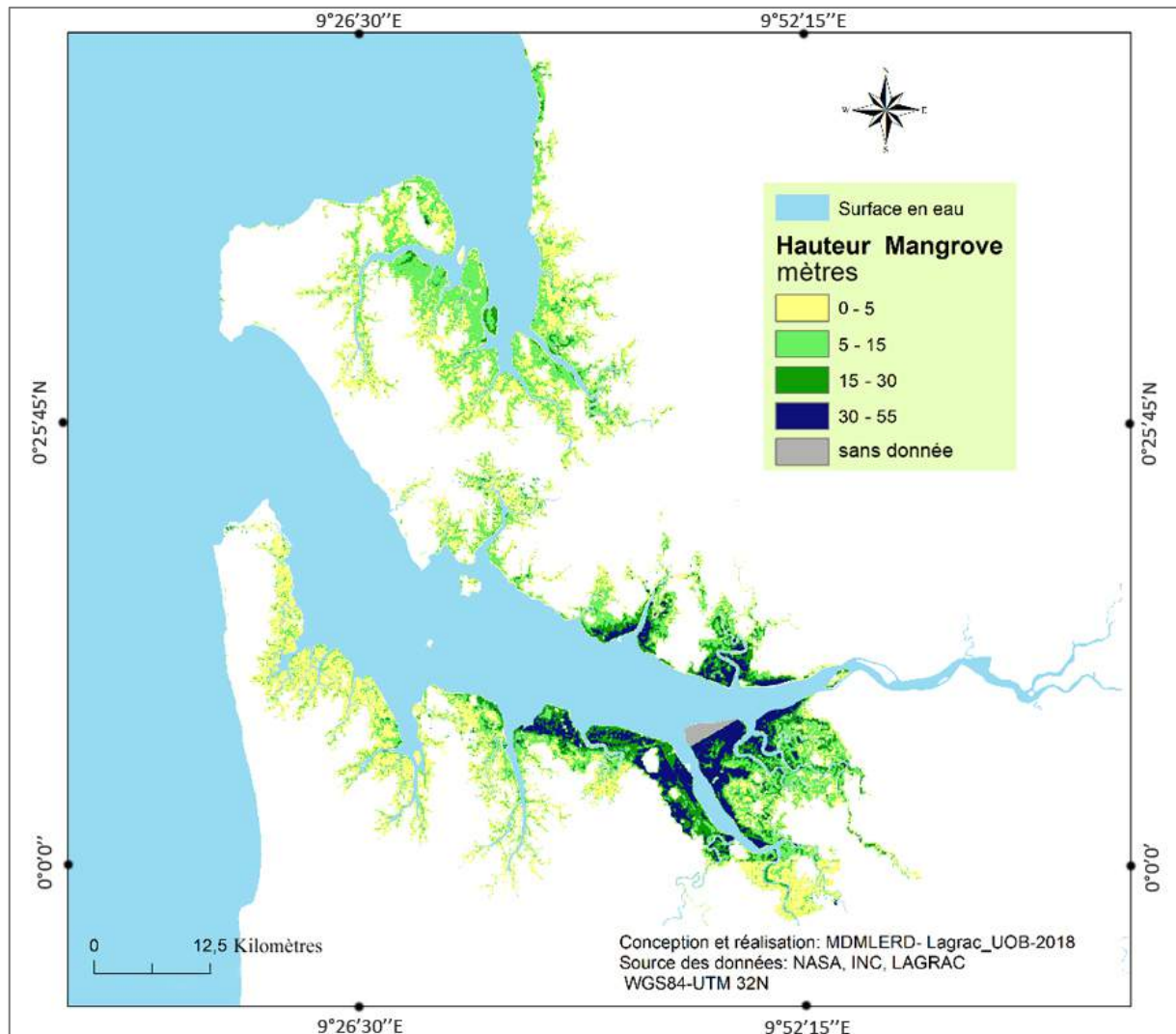


Figure 6 : Estimation des hauteurs des mangroves des estuaires du Komo et de la Mondah (Libreville et ses environs)

Les mangroves de plus de 5 m se situent généralement au premier plan, au contact immédiat de l'eau. Les mangroves les plus hautes sont situées dans la partie est de l'estuaire du Komo. Protégées et bénéficiant certainement de conditions environnementales très favorables, elles ont atteint jusqu'à 55m (mesurées par télédétection) et un peu plus de 70 m (un individu mesuré sur le terrain). Les plus importantes se localisent majoritairement dans les sites de Donguila et le long de la rivière Remboué.

En allant vers l'embouchure de l'estuaire, les hauteurs sont moins importantes. La rive sud, protégée par le Parc National de Pongara, inclue la plus grande partie des mangroves du Komo.

L'estuaire de la Mondah héberge des mangroves de tailles faibles et moyennes, exemple à Oveng (très petites), Alibandeng et Mamboumba (petites et moyennes). La rive gauche, présentant une plus grande surface, est plutôt constituée de mangroves moyennes, qui varient entre 15 et 30 m, alors que la rive droite a des mangroves plutôt jusqu'à 5 m.

Afin d'évaluer la concentration du carbone sur les individus répertoriés sur les sites d'inventaire, l'analyse de la biomasse a porté sur deux parties de l'arbre, le tronc et les racines. Deux équations allométriques pour calculer cette biomasse ont été appliquées : celle de Fromard *et al.* (1998) sur le tronc, et celle de Komiyama *et al.* (2005) sur les racines.

Ces calculs montrent que la concentration de biomasse aérienne la plus importante est détenue par *Rhizophora racemosa* avec 46%, et *Rhizophora harrisonii* avec 30%. L'ordre des espèces reste le même dans la concentration de biomasse souterraine, avec de proportions variées. Ainsi, *Avicennia germinans*, qui détenait une part insignifiante de biomasse aérienne, dispose de 16% de biomasse souterraine (Tableau 4).

Tableau 4 : Biomasse par espèce des mangroves des estuaires du Komo et de la Mondah
(Libreville et ses environs)

Principales espèces	Effectifs	DBH (cm)	Densité (ha)	Haut. (%)	ST	AGB (tonnes)	BGB (kg)	Concent. AGB (%)	Concent. BGB (%)
<i>Avicennia germinans</i>	182	2869,19	87 733,177	24	30,661	34 439,190	530,12	22,88	18,81
<i>Rhizophora harrisonii</i>	1030	4641,46	577 658,89	53	16,069	45 409,794	789,27	30,17	28,01
<i>Rhizophora racemosa</i>	912	7858,32	480 068,06	22	9,664	69 872,423	1413,67	46,42	50,17
<i>Laguncularia racemosa</i>	106	579,15	15 772,257	1	0,181	790,1776	84,58	0,52	3,00
TOTAL	2230	15948,12	1 161 232,38	100	56,575	150 511,585	2817,64	100	100

Légende : DBH : Diamètre à hauteur de poitrine, ST : Surface terrière, AGB : Biomasse épigée, BGB : Biomasse hypogée.

L'ensemble des quatre espèces totalisent 150 512 tonnes de biomasse aérienne et une biomasse souterraine de 3 tonnes environ. *Rhizophora racemosa* concentre 69 872,423 tonnes de biomasse épigée et 1,4 tonne en hypogée. *Rhizophora harrisonii* compte 4641,46 cm de DBH pour 45 409,794 tonnes de biomasse épigée et 0,8 tonne en hypogée. Ensuite, vient *Avicennia germinans* avec 2869,19 cm de DBH, 3,608 m² de surface terrière et 34 439,19 tonnes de biomasse épigée contre 0,53 tonne en hypogée. Enfin,

Laguncularia racemosa détient 790,18 tonnes de biomasse aérienne contre 0,084 tonnes en souterraine pour un total de 579,15 cm de DBH et 0,337m² de surface terrière (Tableau IV).

3.2. État de santé

Afin de caractériser l'état de santé dans les différents sites échantillonnés, ont été utilisées deux approches (Figure 7) : celle de Kauffman et Donato (2012) et celle d'Ondo Assoumou (2018). Les observations sur les individus sont essentiellement physiologiques et ont trait à la présence et/ou absence des feuilles et branches, la nature de la cime cassée ou non, la présence de rejets sur le tronc de l'individu, la présence d'individus vivants, morts sur pied ou couchés.

a)	<p>Source: modifié de Sallakha, 2009</p>	Type 1 : arbres récemment morts et conservant de nombreuses branches et rameaux plus petits
		Type 2 : arbres ayant perdu de petites branches, des brindilles et une partie des grosses branches
		Type 3 : statut de décomposition : la plupart des branches ont été perdues et il ne reste que la tige principale, souvent cassée
b)	<p>Source: Ondo Assoumou, 2018</p>	Type 0 : individus en bonne santé
		Type 4 : individus en bonne santé ayant des rejets sur le tronc
		Type 5 : individus présentant une cime cassée ou défoliée
		Type 6 : individus morts à troncs partiellement bien conservés mais en survivance grâce aux rejets
		Type 7 : individus au tronc principal coupé, à souche résiduelle et à reprise progressive par les rejets à la base.
		Type 8 : individu à plusieurs troncs dont un mort
Type 9 : individus à cavité à la base du tronc		

Note : Application a) des classes d'état de dégradation des arbres morts pour les arbres tropicaux selon Kauffman et Donato (2012), et b) la typologie de l'état de santé des mangroves de Libreville selon Ondo Assoumou (2018).

Figure 7 : Évaluation de l'état phytosanitaire des mangroves de Libreville et ses environs

Ces typologies utilisées révèlent deux états observés dans les mangroves de Libreville et ses environs : des mangroves intactes et des mangroves dégradées. Les mangroves intactes sont composées de deux types, Type 0 et Type 4. Dans les mangroves dégradées, les situations sont plus diversifiées et complexes; 5 types ont été caractérisés.

Les mangroves de Types 0 et 4 sont les plus importantes dans les sites échantillonnés (Figure 8), suivies des mangroves de Type 5 (individus à cimes cassées ou défoliées) et de Type 3 (individus ayant perdu les 2/3 de leurs branches et sont en pleine décomposition).

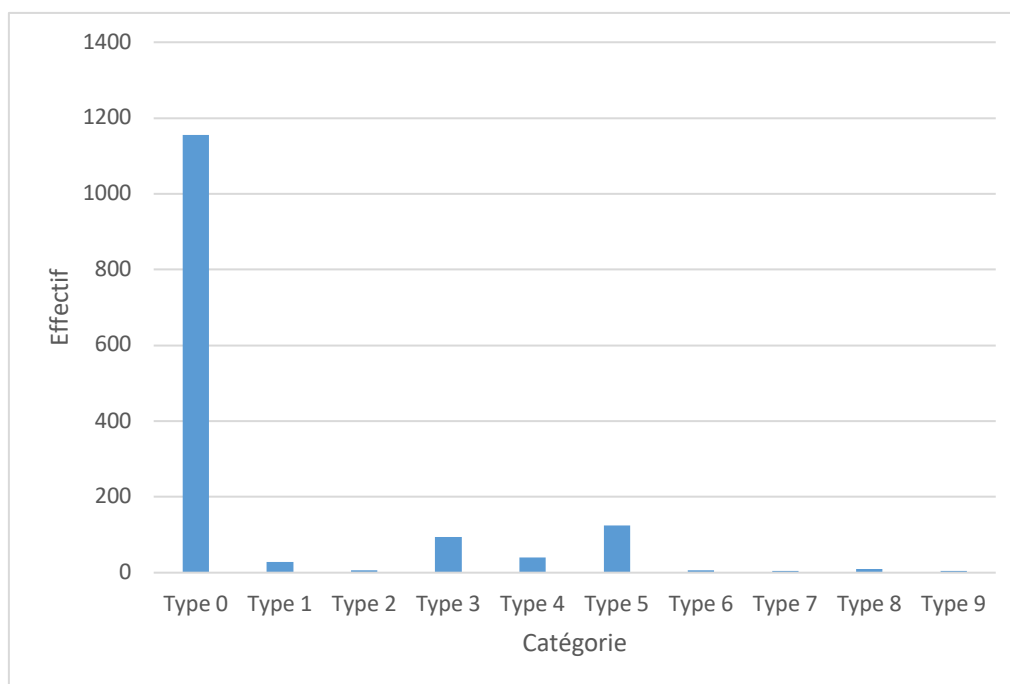


Figure 8 : Nombre d'individus par type d'état de santé des mangroves de Libreville et ses environs

Les mangroves de Libreville et ses environs sont dominées par les arbres encore en bonne état de santé (Figure 9), soit 83,13% des individus de Types 0 et 4. La proportion des mangroves dégradées reste encore faible, soit 16,87% d'individus dégradés.

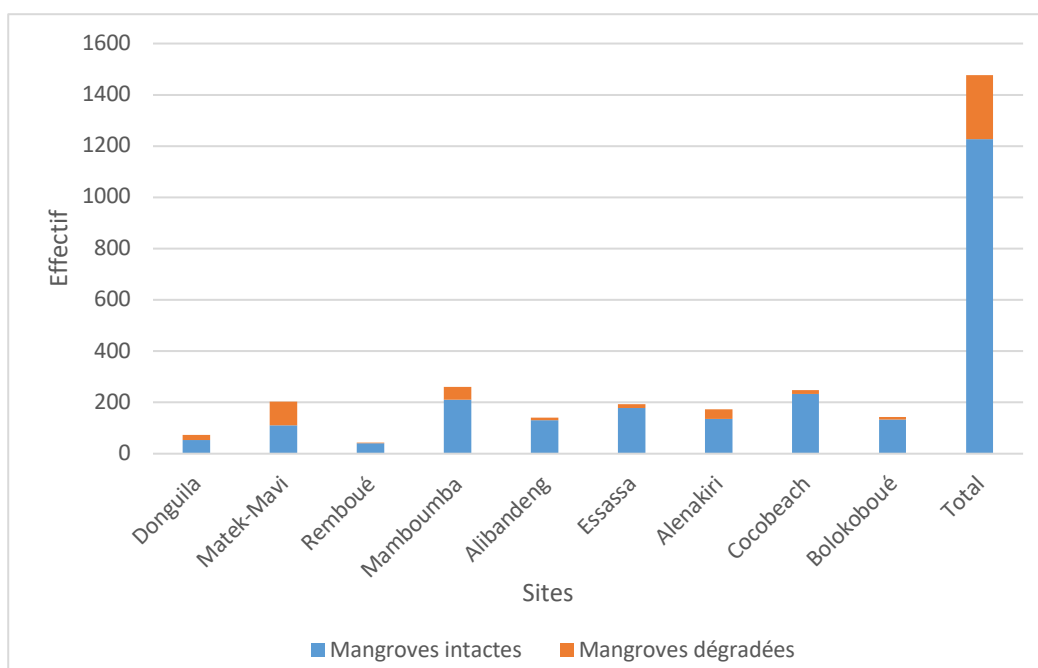


Figure 9 : Nombre d'individus dégradés et en bonne santé par site des mangroves de Libreville et ses environs

Une analyse plus détaillée montre que l'état de santé de la mangrove varie selon les sites (Tableau 5).

Tableau 5 : Taux de dégradation et de bonne santé des mangroves de Libreville et ses environs

Sites	Mangroves intactes (%)	Mangroves dégradées (%)
Donguila	4,40	7,23
Matek-Mavi	9,05	36,95
Remboué	2,93	1,61
Mamboumba	17,20	20,08
Alibandeng	10,68	3,61
Essassa	14,50	6,02
Alenakiri	11,08	15,26
Cocobeach	19,40	5,22
Bolokoboué	10,76	4,02
Total	100,00	100,00

Ainsi, Remboué est le site le moins dégradé avec 1,61% du taux de dégradation suivi d'Alibandeng et Bolokoboué. Tandis que les sites les plus dégradés sont Matek-Mavi, une partie de Mamboumba et Alénakiri. En revanche, les sites les mieux préservés sont Cocobeach, une partie de Mamboumba et Essassa. Le site de Mamboumba est assez complexe, avec un taux de dégradation qui progressivement s'équilibre avec le taux de bonne santé. Il est à noter que parmi les sites en bon état, Cocobeach est le mieux préservé par rapport à Remboué. Cependant, malgré cette situation, Remboué reste tout de même le site le moins dégradé par rapport à Matek-Mavi et Mamboumba.

3.3. Dynamique des mangroves

La classification de l'occupation du sol pour les années 2000, 2014 et 2017 (Tableau 6) a produit des résultats satisfaisants (Tableaux 7, 8 et 9) qui a permis d'extraire les mangroves. La vectorisation de l'ensemble des surfaces de mangrove de 2000 à 2017 a permis de calculer leur surface totale, évaluée à 1051,30 km² en 2000, 997,33 km² en 2014 et 1050,93 en 2017.

Tableau 6 : Évolution de l'occupation du sol de Libreville et ses environs (2000-2017)

CLASSES	Landsat 2000		Landsat 2014		Sentinel 2 2017	
	Surfaces		Surfaces		Surfaces	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Surface artificielle	267,39	4,81	431,42	7,76	470,25	8,46
Forêt de terre ferme	2139,83	38,53	2209,22	39,76	2046,40	36,84
Mangrove	1051,30	18,93	997,33	17,94	1050,93	18,92
Cours d'eau	1833,02	33,01	1883,46	33,96	1871,45	33,69
Nuages	262,19	4,72	32,20	0,58	116,31	2,09
TOTAL	5553,63	100	5553,63	100	5553,34	100

Tableau 7 : Résultats de validation de la classification de l'occupation du sol, Landsat 2000

	Forêt de terre ferme	Mangrove	Surface artificialisée	Surface en eau	Total	User accuracy
Forêt de terre ferme	55217	244	5	0	55466	99,55%
Mangrove	566	35843	0	321	36730	97,59%
Surface artificialisée	464	77	8185	709	9435	86,75%
Surface en eau	0	0	0	38376	38376	100,00%
Total	56247	36164	8190	39406	140007	
Producer accuracy	98,17%	99,11%	99,94%	97,39%		

98,29%	Overall Accuracy
0,9754	Kappa

Tableau 8 : Résultats de validation de la classification de l'occupation du sol, Landsat 2014

	Forêt de terre ferme	Mangrove	Surface artificialisée	Surface en eau	Total	User accuracy
Forêt de terre ferme	79492	185	1107	0	80784	98,4
Mangrove	504	33900	34	5	34443	98,42
Surface artificialisée	643	3	8292	0	8938	92,77
Surface en eau	0	15	0	48727	48742	99,97
Total	80639	34103	9433	48732	172907	
Producer accuracy	98,58	99,4	87,9	99,99		

98,56%	Overall Accuracy
0,9781	Kappa

Tableau 9 : Résultats de validation de la classification de l'occupation du sol, Sentinel 2017

	Forêt de terre ferme	Mangrove	Surface artificialisée	Surface en eau	Total	User accuracy
Forêt de terre ferme	143632	16	0	0	143648	99,99
Mangrove	53	25168	0	0	25221	99,79
Surface artificialisée	36	35	3961	0	4032	98,24
Surface en eau	0	9	0	321671	321680	100,00
Total	143721	25228	3961	321671	494581	
Producer accuracy	99,94	99,76	100,00	100,00		

99,9699%	Overall Accuracy
0,9994	Kappa

La variation entre ces trois années, $-53,97 \text{ km}^2$ entre 2000-2014 et $+53,6 \text{ km}^2$ entre 2014-2017, en fait, sur l'ensemble de la période 2000-2017, une classe mangrove d'une superficie relativement stable. Cependant, cette stabilité en surface totale cache des modifications importantes au niveau local.

Ainsi, l'étude de la dynamique de la mangrove, par superposition des cartes réalisées avec les données Landsat, démontre les zones de stabilité, les gains et les pertes de surface entre 2000 et 2014 (Figure 10). Dans l'ensemble, la mangrove a enregistré des gains de surface totalisant $49,71 \text{ km}^2$, contre des pertes de $86,01 \text{ km}^2$. Sur cette période, les zones de mangroves stables sont les plus importantes.

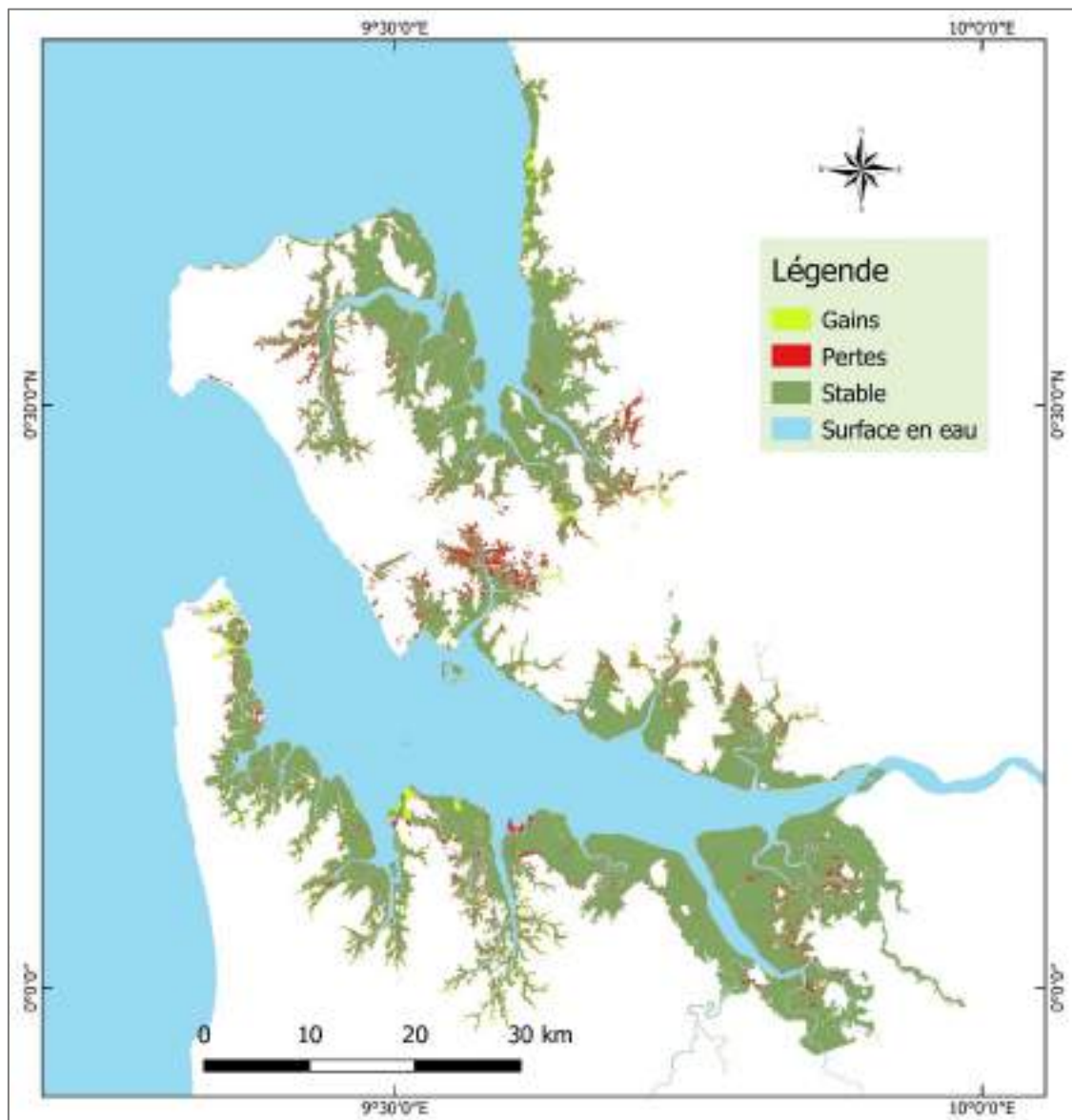


Figure 10 : Dynamique spatiale des mangroves de Libreville et ses environs de 2000 à 2014

Les pertes de surface se répartissent dans chaque grande zone : le Parc national de Pongara (rive sud de l'estuaire du Komo), la rive nord de l'estuaire du Komo et la Baie de la Mondah (Parc national d'Akanda et espaces hors parc).

3.4. Simulation

Si les moteurs de changement restent les mêmes et les tendances de 2000-2014 se maintiennent, la simulation prévoit une continuité de l'artificialisation du territoire en 2028 (Tableau 10). Les écosystèmes naturels (forêt de terre ferme et mangrove) perdront leur surface au profit des surfaces artificielles.

Tableau 10 : Évolution de l'occupation du sol 2000-2014 et simulation 2028 de Libreville et ses environs

CLASSES	2000		2014		2028	
	Surfaces		Surfaces		Surfaces	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Surface artificielle	267,39	4,81	431,42	7,76	494,87	8,91
Forêt de terre ferme	2139,83	38,53	2209,22	39,76	2203,92	39,67
Mangrove	1051,2	18,93	997,33	17,94	946,37	17,04
Cours d'eau	1833,02	33,01	1883,46	33,96	1846,61	33,25
Nuages/ombres	262,19	4,72	32,2	0,58	32,2	0,58
TOTAL	5553,63	100	5553,63	100	5553,63	100

Les mangroves de la zone d'étude, d'une superficie de 997,33 km² en 2014, connaîtront une régression pour atteindre 946,37 km² en 2028. De 18,93% du territoire étudié en 2000, elles passeront donc à 17,04% en 2028. La figure 11 localise les transformations les plus importantes situées dans la zone d'Akanda, au nord de Libreville.

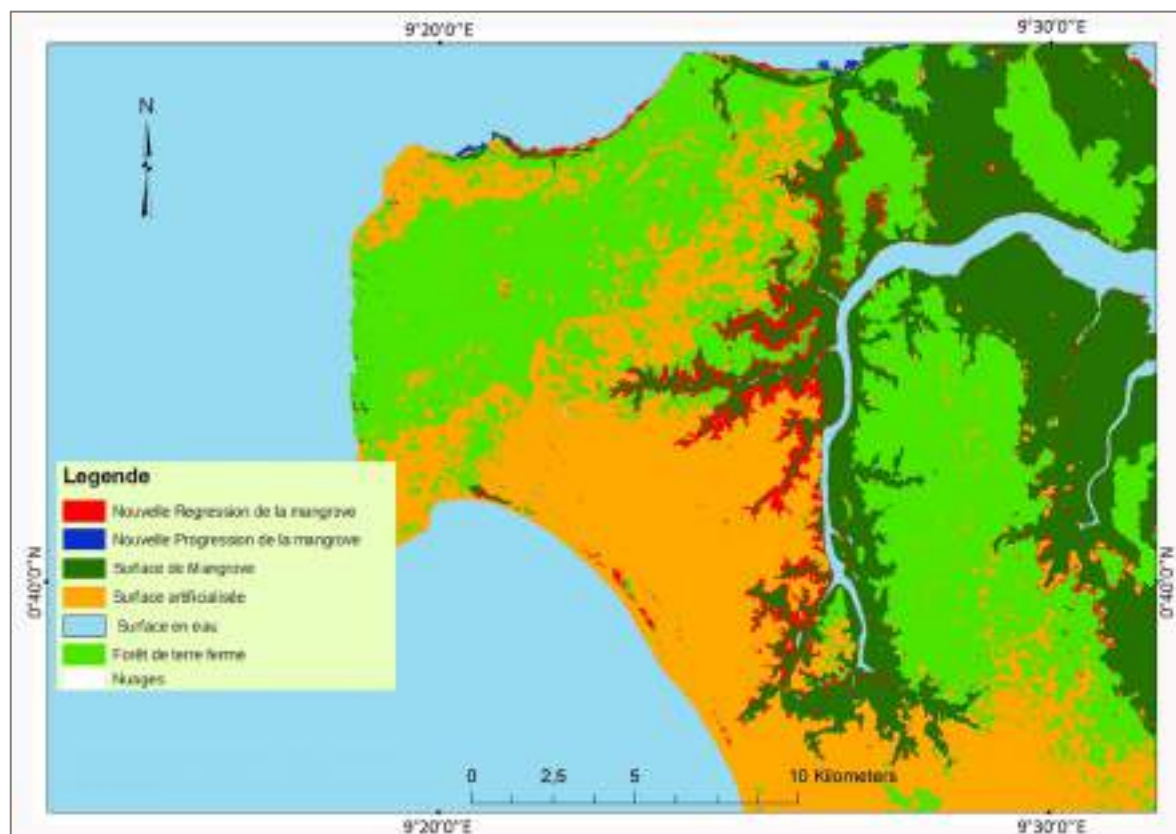


Figure 11 : Progressions et régressions simulées des mangroves de la zone d'Akanda à l'horizon 2028

Les quelques mangroves existantes le long de la côte ouest seront éradiquées par le bâti. L'extension urbaine empiètera aussi sur les mangroves le long de la rive ouest de la rivière Tsini et ses affluents. Le mince rideau de mangroves allant de la Pointe Idolo, à la Pointe Bolokouboué et jusqu'à Mamboumba, sur la côte nord de la zone d'étude, subira aussi des transformations importantes.

4. DISCUSSION

Au niveau méthodologique, l'usage de la télédétection apporte un bénéfice pour comprendre la répartition spatiale des espèces et des hauteurs de mangroves. Dans le cadre de cette étude, seule la télédétection optique a été utilisée pour cartographier les espèces. Des incertitudes peuvent affecter la précision des résultats. En effet, dès la délimitation de la mangrove par la classification des données optiques, quelques confusions peuvent intervenir avec des espèces de forêts de terre ferme (Habshi *et al.*, 2007), selon la résolution de l'image (*mixed pixels*, Heumann, 2011). Plus la résolution spatiale est fine, plus le résultat est précis. Ainsi, dans cette présente étude, la carte faite à partir de l'image Sentinel a donné de meilleurs résultats que celles faites à partir des images Landsat.

Toutefois, l'imagerie optique n'a pas pu être exploitée pour estimer les hauteurs; l'utilisation de la télédétection radar pourrait améliorer la mesure des hauteurs (Li *et al.*, 2007; Winarso *et al.*, 2015).

Outre les limitations évoquées précédemment, les imprécisions horizontales et surtout verticales du SRTM et du ASTER GDM (*a product of METI and NASA*), intégrés dans le calcul de la hauteur, et les différences de résolution entre les sources de données peuvent amener des erreurs dans l'estimation de la hauteur.

Évaluer objectivement l'état de santé d'un individu est une activité difficile et complexe. L'évaluation de l'état de santé d'un arbre passe nécessairement par la détermination d'indices de qualité dans une station. Ainsi, Goxe *et al.* (2016) ont proposé cinq indices (très mauvais, mauvais, moyen, bon et excellent). De même Hamidi *et al.* (2014) au Maroc ont proposé cinq catégories allant d'arbre sain, arbre à dépérissement léger, modéré, grave et très grave. Les catégories sont numérotées de 0 à 4. Dans les forêts tropicales, Kauffman et Donato ont également analysé l'état de santé des arbres en utilisant la notion de statut des arbres dégradés. Leur classification donne trois statuts numérotés de 1 à 3. Ainsi, en s'appuyant sur cette dernière, qui a été adaptée à la présente région et surtout en la complétant, une nouvelle méthodologie a été développée. C'est un outil efficace pour ce type d'analyse. Ont été ajoutés sept (7) types, car il y a des états physiologiques des individus qui ne peuvent pas être classés selon le modèle de Kauffman et Donato. Cependant, contrairement aux deux premières classifications, évoquées ci-dessus, qui analysent aussi bien l'état physiologique que les causes des formes de dégradation, la présente typologie au stade actuel est plutôt physiologique, tout en évaluant les données tant qualitatives que quantitatives.

La régression des surfaces de mangrove entre 2000 et 2014, démontrée par la figure 10, est occasionnée par des moteurs différents selon la localité. Sur la rive nord de l'estuaire du Komo, ainsi qu'autour de la Baie de la Mondah, les régressions sont en majorité causées par l'anthropisation du territoire, en particulier le développement résidentiel. C'est le cas pour la zone de Bikélé-Bambouchine (Okanga-Guay *et al.*, 2018) et la commune d'Akanda (rivière Tsini) pour le résidentiel, et la zone de Nkok pour le développement industriel. Ces espaces, pourtant hostiles et inappropriés pour la construction, subissent des pressions remarquables. Cette construction dans les mangroves, telle que démontrée sur les berges de la rivière Tsini, est hasardeuse car tout d'abord effectuée sur un substrat instable (vase) et dans des zones inondables. Aussi, l'usage trop intense du bois de mangrove provoque sa dégradation ; la mangrove est aussi utilisée comme bois de chauffage pour la cuisson des aliments et le fumage des poissons.

Pour les zones les moins anthropisées, telles que les mangroves du Parc national de Pongara, les régressions sont plutôt d'origines naturelles telles que l'érosion en front d'estuaire ou de décolonisation en arrière-plan. De la même façon, les progressions peuvent être imputées à la colonisation des espaces vaseux ou propices.

Les transformations prévues en 2028 dans la zone d'Akanda sont particulièrement préoccupantes. En effet, les mangroves en front d'estuaire ont la particularité de protéger le littoral contre l'érosion côtière. Leur disparition rend les populations et leurs constructions vulnérables à l'érosion et aux conséquences des changements climatiques, telles que l'élévation du niveau de l'océan ou l'augmentation des occurrences de tempêtes.

5. CONCLUSION

Les mangroves de la province de l'Estuaire connaissent des changements relativement importants. En effet, mitoyennes à la capitale du Gabon, Libreville, elles subissent, dans bien des cas, les impacts de l'extension et de la densification urbaine. Malgré la présence des parcs nationaux en périphérie de la ville, ces mangroves continuent de régresser; c'est le cas surtout autour du Parc National d'Akanda, toutefois à un rythme globalement lent. *A contrario*, les zones les plus éloignées de la ville ont des moteurs de changement différents essentiellement tournés vers des phénomènes naturels, comme la décolonisation et la colonisation.

Suite à ce premier essai de caractérisation et de suivi des mangroves de la province de l'Estuaire, plusieurs axes de recherche complémentaires sont en cours : usages et perceptions des mangroves, analyse de la dispersion des individus exceptionnels, impact de la dégradation et de la déforestation des mangroves sur l'érosion côtière, impact de la pollution urbaine sur l'état de santé des mangroves.

Remerciements

L'équipe MDMLERD remercie le Projet OSFACO de l'IRD et de l'IGN-FI, et l'AUF pour leur appui financier. Elle souligne aussi l'implication du LAGRAC et de son Directeur, le Professeur Jules DJEKI, ainsi que du Département de Géographie, de la Faculté des Lettres et Sciences Humaines de l'Université Omar Bongo de Libreville (Gabon) et de l'ONG WeNeed. L'équipe signale l'appui technique de Dr Jean Paul OBAME, Roméo KIELA, Jean Calvin NDONG OBAME et Geldin Derrick VOUBOU, étudiants DSAS et autres du Département de Géographie, l'AGEOS, l'ANPN et son Projet Arc d'Émeraude.

Le projet MDMLERD mentionne: *European Commission Copernicus Sentinel Data, Inspiring Afrisar team of 2017 et ASTER GDEM is a product of METI and NASA.*

Liste des références

Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J., & Sala, E., 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30): 10456-10459.

Ajonina, G. N.; Kairo, J.; Grimsditch, G.; Sembres, T.; Chuyong, G. & Diyouke, E., 2014. Assessment of mangrove carbon stocks in Cameroon, Gabon, the Republic of Congo (RoC) and the Democratic Republic of Congo (DRC) including their potential for reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). In *The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa*, Springer, Cham, pp. 177-189.

Ajonina, G., Aya, F. A., Diame A., Armah, A. K., Camara, S., Amengankpoe, C., Zabbey N. & Kaya, P., 2016. Overview of experience of mangrove reforestation in West and Central Africa. *Nigerian Journal of Forestry*. Pages 12-21.

Allen, D. E., Dalal, R. C., Rennenberg, H., Meyer, R. L., Reeves, S., & Schmidt, S., 2007. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(2): 622-631.

Cohen, R., Kaino, J., Okello, J. A., Bosire, J. O., Kairo, J. G., Huxham, M., & Mencuccini, M., 2013. Propagating uncertainty to estimates of above-ground biomass for Kenyan mangroves: A scaling procedure from tree to landscape level", *Forest Ecology and Management*. 310: 968-982.

Direction Générale de la Statistique (DGS), 2015. Résultats globaux du Recensement Général de la Population et des Logements de 2013 du Gabon (RGPL-2013), Libreville. 195 pages.

Direction Générale de la Statistique et des Études Économiques, 1993. Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH 1993), Ministère de la Planification et de l'Aménagement du Territoire, Libreville.

Fatoyinbo T.E. & Simard M., 2013. Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM. *International Journal of Remote Sensing*, 34(2): 668-681.

Field, C., Osborn, J., Hoffman, L., Polsenberg, J., Ackerly, D., Berry, J. et Mooney, H., 1998. Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1): 3-14.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2007. The world's mangroves 1980-2005. A thematic study prepared in the framework on the Global Forest Resources Assessment 2005. Roma: FAO Forestry Paper 153, 89 p.

Fromard, F., Puig, H., Mougou, E., Marty, G., Betoulle, J.L., Cadamuro, L., 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana, *Oecologia*, 115: 39-53.

Gedan, K. B., Kirwan, M. L., Wolanski, E., Barbier, E. B., & Silliman, B. R., 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change*, 106(1): 7-29.

Ghazali, N., Zainuddin, K., Zainal, M. Z., Dali, H. M., Samad, A. M., & Mahmud, M. R., 2016. The potential of mangrove forest as a bioshield in Malaysia. In 2016 IEEE 12th International Colloquium on Signal Processing & Its Applications (CSPA), IEEE, pages 322-327.

Gleeson, J., Santos, I. R., Maher, D. T., & Golsby-Smith, L., 2013. Groundwater-surface water exchange in a mangrove tidal creek: evidence from natural geochemical tracers and implications for nutrient budgets. *Marine Chemistry*, 156 : 27-37.

Goxe J., McCoy S., Kotopeu W., Foullonneau Z., 2016. « Protocole de suivi de la végétation : suivi de dépérissement en aval de l'usine de Vale NC », 24 p.

Guay-Okanga, M., 2002. Organisation d'un système de villes macrocéphalique et perspectives de restructuration : Le cas du Gabon. Thèse présentée à l'Université Laval pour le grade de Ph. D., Québec, 336 pages.

Habshi, A. A., Youssef, T., Aizpuru, M., Blasco, F., 2007. New mangrove ecosystem data along the UAE coast using remote sensing. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(3) : 309-319.

Hamidi O., Ouazzani Touhami A., Benkirane R. et Douira A., 2014. Élaboration d'un guide de santé des forêts relatif à la décision du déliègeage au niveau de la subéraie de la Mamora (Maroc), *Journal of Applied Biosciences*, 84: 7730 – 7739.

- Heumann, B.W., 2011. Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities. *Progress in Physical Geography*, 35: 87-108.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E., 2014. Coastal blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA, 180 p.
- Imbert D, 1985. Organisation spatio-temporelle des communautés végétales dans la mangrove du grand Cul-de- sac marin (Guadeloupe). Université de Montpellier II, Thèse de doctorat, 132 p + annexes.
- Jain, A. K., 2006. The concept of bio-drainage in flood prevention and the avoidance of water scarcity. *International Journal of Environmental studies*, 63(1): 39-48.
- Kauffman J.B. Hughes, R. F., & Heider, C., 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications*. 19(5): 1211-1222.
- Kauffman J.B. et Donato D., 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Center for International Forestry Research Center (CIFOR), Working paper, 50p.
- Kauffman J.B., Heider, C., Norfolk, J. & Payton, F., 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*. 24(3): 518-527.
- Kauffman, J. B. & Bhomia, R. K., 2017. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa. *PloS one*, 12(11): 17.
- Komiyama, A., Pongpan, S., Kato, S., 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, 21(4): 471-477.
- Lebigre, J.M., 1983. Les mangroves des rias du littoral gabonais. Essai de cartographie typologique. In *Revue Bois et Forêts des Tropiques*, n° 199, 1er trimestre, pages 3-28.
- Li, X., Yeh, A. G.-O., Wang, S., Liu, K., Liu, X., Qian, J., Chen, X., 2007. Regression and analytical models for estimating mangrove wetland biomass in South China using Radarsat images, *International Journal of Remote Sensing*, 28(24): 5567 – 5582.
- Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Friess, D. A., Guntenspergen, G. R., Krauss, K. W., Reef, R., et Saintilan, N., 2015. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, 526(7574): 559-563.
- Maloba-Makanga, J. D., 2011. Les précipitations au Gabon : climatologie analytique en Afrique. L'Harmattan, Paris, France, 144 pages.

- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Skilleter, G. A., & Phinn, S. R., 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. In *Oceanography and marine biology*. CRC Press, pages 493-524.
- Nagelkerken, I. S. J. M., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G. et Somerfield, P. J., 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic botany*, 89(2): 155-185.
- Okanga-Guay M., Mpie Simba C., Ndonghan Iyangui N., Moussavou G., Obiang Ebanega M., Biboutou A. S., Nkoumakali B. et Mintsa Nguema R., 2018. Transformations des paysages périurbains de Libreville (Gabon) : dynamiques de l'occupation du sol par télédétection de la zone de Bambouchine - Bikélé, 1990-2014. *Revue canadienne de géographie tropicale/Canadian journal of tropical geography [En ligne]*, 5(2): 25-33.
- The World Conservation Union (IUCN), 2006. Conservation Benefits of Mangroves. Octobre, IUCN Policy Brief, 6 p.
- Winarso, G., Darmawan, Y.V.S. 2015. Mangrove above ground biomass estimation using combination of Landsat 8 and alos palsar data, *International Journal of Remote Sensing and Earth Sciences*. 12(2): 85-96.

Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois

OREKAN O. A. Vincent ^(1,*), PLAGBETO Hermann. A.⁽¹⁾, EDEA Emile ⁽²⁾, SOSSOU Mariano D.⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale (LABEE), Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

⁽²⁾ Laboratoire Pierre Pagny: Climat, Ecosystème, Eau et Développement (LACEEDE), Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

^(*) Auteur correspondant : Email : vincent.orekan@gmail.com

Résumé

L'écosystème de mangrove dans les régions littorales de l'Afrique de l'Ouest est sujet à une forte pression anthropique. Cette étude a pour objectif de montrer l'évolution des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois. La méthodologie de travail utilisée pour atteindre cet objectif est basée sur l'utilisation de la télédétection et des SIG. A cet effet, des images satellitaires SPOT de résolution 6 mètres ont été utilisées pour pouvoir constater la dynamique de l'occupation du littoral béninois et l'évolution de la mangrove en particulier entre 2005 et 2015. Une campagne de vérification terrain et de l'écosystème de mangrove des zones humides a révélé que la mangrove qui occupait 16,31 % de la superficie du littoral béninois en 2005 est passée à 13,82 % de cette superficie en 2015. Les principales causes de régression pendant ces 10 années sont l'utilisation du bois de palétuviers comme bois-énergie ou comme matériaux de construction et la saliculture. La pression pesante sur les écosystèmes de mangrove du littoral étant fortement liée à l'action de l'homme, c'est l'ensemble du système lagunaire du sud Bénin qui prend un coup. Il urge donc qu'une attention particulière soit prêtée de façon urgente aux écosystèmes de mangrove pour les préserver et pour assurer la contribution à l'équilibre environnemental des zones humides du littoral béninois.

Mots-clés : Evolution actuelle, Dynamique spatiale, Mangrove, Littoral béninois, Télédétection, SIG

Abstract

In the coastal regions of West Africa, the mangrove ecosystem is subject to strong anthropogenic pressure, which is explained by the remarkable regression of the area covered by this ecosystem. This study aims to show the evolution of mangrove ecosystems in the Beninese littoral. The methodological approach used to achieve this goal is largely based on the use of remote sensing and GIS techniques. To this end, SPOT satellite images of 6-meter resolution were used to observe the dynamics of the Beninese coastline's occupation and the evolution of the mangrove, in particular between 2005 and 2015. A campaign of field survey and questioning of the populations of wetlands revealed that the mangrove that occupied 16.31 % of the Beninese littoral area in 2005 decreased to 13.82 % of this area in 2015. The main causes of this regression during these 10 years are the use of mangrove wood as wood energy or as building materials and salt growing. The heavy pressure on coastal mangrove ecosystems being strongly linked to the action of man, it is the whole lagoon system of southern Benin that takes a hit. It is therefore urgent that a particular attention be given to mangrove ecosystems to preserve them and to ensure the contribution to the environmental balance of the wetlands of the Beninese coastline.

Keywords: Current evolution, Spatial dynamics, Mangrove, Benin coastline, Remote sensing, GIS

1. INTRODUCTION

La mangrove est une forêt littorale, des régions côtières, tropicales et subtropicales, caractérisée par la présence de palétuviers, arbres dont les racines en forme d'échasses s'enfoncent dans la vase limoneuse des estuaires et des lagunes saumâtres (LEA & FAO, 2018). Les formations de mangrove occupent les berges lagunaires, marécageuses et abritées des régions tropicales (Orékan *et al.*, 2018). Cet écosystème particulier avec une biodiversité impressionnante est formé d'espèces d'arbres diversifiées comme des rhizophores, palétuviers ou mangliers, qui se développent sur des sédiments fins et colloïdaux de type vase et argile (LEA & FAO, 2018). Selon la FAO (2007) citée par Folega *et al.* (2017), l'Afrique possède environ 3,2 millions d'hectares de mangroves dont 70 % se concentrent dans les seuls pays du Nigeria., du Mozambique, de Madagascar, de la Guinée et du Cameroun. Selon les mêmes auteurs, ces vingt dernières années, la surface des mangroves africaines a considérablement diminué, de l'ordre de 30 % dans la partie ouest du continent. La déforestation et la dégradation de ces écosystèmes sont liées à la surexploitation des ressources, à l'urbanisation, sans oublier les effets indirects de la pollution et d'autres formes d'utilisation de la terre en amont (Maoulana-Abbas, 2009 ; Armah *et al.*, 2010 ; Alexandris *et al.*, 2013). Ces différents facteurs impactent les mangroves à travers la modification de leur structure.

Au Bénin, bien que remplissant un grand nombre de fonctions écologiques et socioéconomiques, les mangroves ne sont pas à l'abri des menaces et perturbations. La construction du barrage hydroélectrique de Nangbéto, la croissance urbaine et les activités relatives à l'installation des bassins piscicoles, et l'expansion des aires de production du sel ont un impact négatif et entraînent leur dégradation dans des proportions alarmantes (Johnson *et al.*, 2001 ; Afidegnon *et al.*, 1998 ; Akpagana, 1997). Le présent article tente de répondre aux questions de recherche sur l'évolution actuelle de la mangrove dans le littoral béninois, sur l'usage des ressources de la mangrove et enfin sur les perspectives pour la préservation de la mangrove dans le littoral béninois.

L'objectif principal de cette étude est d'analyser la dynamique spatiale de cet écosystème dans le littoral béninois. Pour y parvenir, il est important de faire d'abord l'état des lieux de cette mangrove; ensuite d'analyser les facteurs qui influencent sa dynamique et enfin de proposer des actions et mesures correctives pour un développement durable de l'écosystème.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1 Présentation du milieu d'étude

La zone littorale du Bénin, objet de la présente étude, comprend la partie sud des plateaux du bassin sédimentaire côtier et le domaine margino-littoral (plaine côtière plus proche et plate-forme continentale) du pays. La zone est comprise entre les parallèles 6°10' et 6°40' de latitude Nord et les méridiens 1°40' et 2°45' de longitude Est (Figure 1).

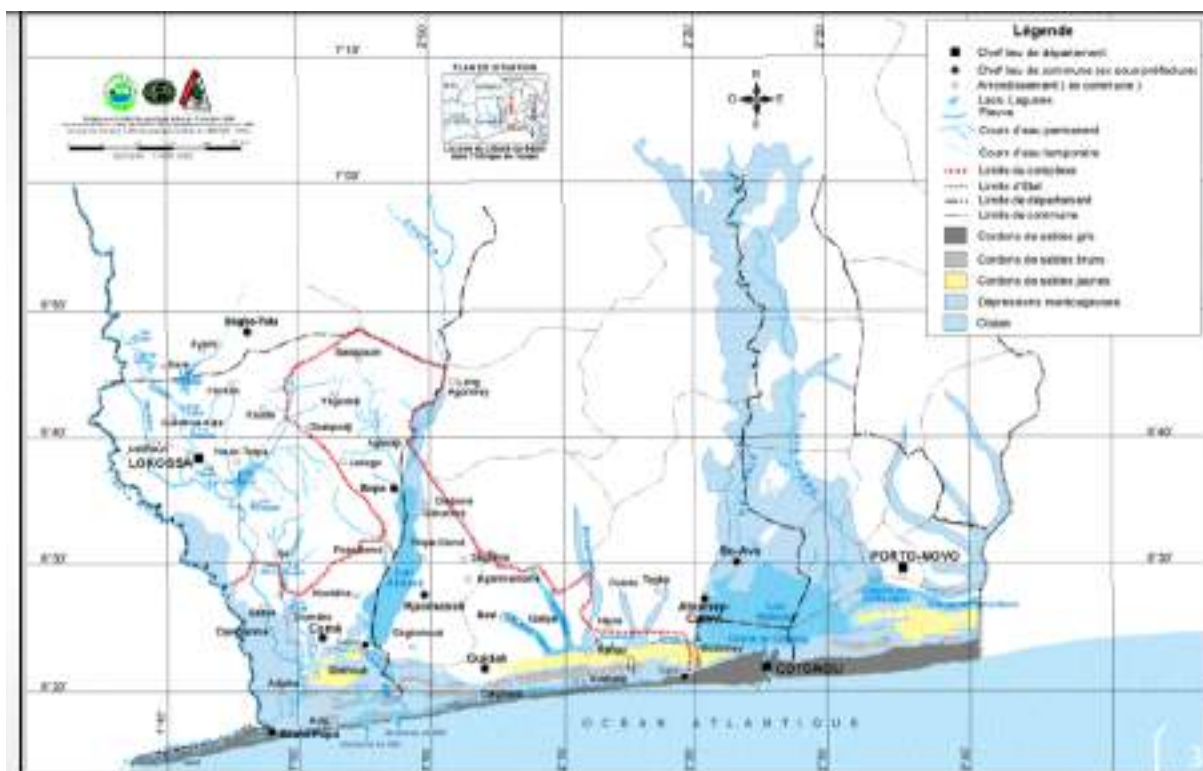


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude

La zone du littoral couvre 30 circonscriptions administratives et s'étend sur 8 692 km² environ, soit 7,7 % du territoire national. Elle est caractérisée par trois zones agro-écologiques dont la zone humide, 3461 km², la zone de dépression, 1852 km² et la zone de terre de barre, 3 379 km². Pour atteindre les objectifs fixés à cette étude, l'approche méthodologique suivante a été adoptée.

2.2. Collecte et traitement des données spatiales

2.2.1. Acquisition des images satellites et des données auxiliaires

Les images satellitaires multi spectrales SPOT 4 de 2005 et SPOT 5 de 2015 de résolution 6 m ont été retenues pour analyser et comprendre la dynamique des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois. Pour affiner davantage les résultats de la classification des images, les données spatiales et cartographiques existantes telles que la carte de l'occupation du sol de 2005 réalisées dans le cadre du projet IFN/PBF II et celle de l'occupation du sol de 2015 produite dans le cadre du projet PAPDGFC ont été mises à contribution. A toutes ces données s'ajoutent les couches vectorielles relatives au réseau routier et au réseau hydrographique.

2.2.2. Traitements des données spatiales

Des travaux préliminaires relatifs aux prétraitements des images ont été effectués avant la classification. Le prétraitement a consisté à rehausser les images pour faciliter leur exploitation. Les scènes obtenues ont été soumises à des corrections géométriques, atmosphériques et radiométriques afin de rehausser la

qualité des images et rendre les entités spatiales présentes sur les images proches du monde réel (Caloz et Collet, 2001 ; Puech, 1993 ; Caloz *et al.*, 1991).

2.2.3. Détermination des différentes classes

La littérature scientifique offre divers systèmes de classification adaptés (OSS, 2015 ; Andrieu et Mering, 2008 ; Di-Georgio et Jansen, 1998) à différents types d'écosystèmes. Mais les mangroves disposent de systèmes de classification particuliers (Folega *et al.*, 2017). Au nombre de ceux-ci, il y a le Land Cover Classification Systems (LCCS), et le Land Cover Macro Language (LCML). Pour rester conforme au système promu conjointement par la FAO et le PNUE afin de répondre aux exigences d'un système normalisé à l'échelle mondiale en termes de classification des unités d'occupation du sol (OSS, 2015), le système LCCS a été retenu dans le cadre de cette étude. Des recherches et travaux antérieurs (Rajerisoa, 2006 ; Rasolofo, 2011 ; Andrieu & Mering 2008) l'ont utilisé avec succès dans leurs travaux à Madagascar et le long du littoral du Sénégal, en Gambie et en Guinée-Bissau. C'est un système de classification qui se caractérise par sa flexibilité, sa cohérence et son intégrité dans la classification des unités d'occupation terrestre (Di-Gregorio et Jansen, 1998).

2.2.4. Classification des images multi spectrales SPOT 4 et SPOT 5

La détermination et la compréhension des différentes classes thématiques des écosystèmes de mangroves sur les images satellites ont été rendu possibles grâce aux observations de terrain associées à celles dérivées des images de Google Earth. Ces observations ont permis de distinguer les différentes signatures spectrales qui caractérisent la végétation de mangrove lors de la définition des parcelles d'entraînement. Les données complémentaires, issues principalement des images Google Earth ont été mobilisées pour la mise en œuvre de l'interprétation visuelle. Une classification supervisée a été appliquée aux images SPOT 4 et SPOT 5. Parmi tous les algorithmes de classification supervisée existants, celle du maximum de vraisemblance a été utilisée pour classer les images. Cet algorithme a la possibilité de classer les pixels sur une base probabilistique (Girard et Girard, 1999 ; Desjardins *et al.*, 2000) en mettant en relief la marge d'erreur standard entre les valeurs des pixels et ceux des différents sites d'entraînement (Wilmet, 1996).

2.2.5. Données de vérification terrain et de validation de la classification des images

Cinq-cent-soixante points (560) points répartis de façon régulière sur l'ensemble des unités d'occupation issues de la classification de l'image de 2014 ont été vérifiés lors d'une campagne de terrain. Ces validations de terrain ont permis une appréciation visuelle et qualitative des caractéristiques physiologiques des différents types d'occupation du sol. Ces informations relatives à l'état de l'occupation et de l'utilisation des terres ont été ensuite utilisées pour valider la classification, puis pour déduire les enjeux de la dynamique spatio-temporelle des écosystèmes de mangroves.

La matrice de confusion a permis de valider la classification supervisée réalisée. Cette matrice est obtenue par comparaison des données issues de la classification avec celles provenant de la vérification

sur le terrain (données de référence) qui doivent être différentes de celles ayant servi à la réalisation de la classification. L'estimation de la qualité de la classification est indiquée par le coefficient kappa qui varie de 0 à 1.

2.3. Collecte et traitement des données d'enquête

Les données socio-économiques ont été acquises grâce au questionnaire adressé aux saliculteurs, pêcheurs, vendeurs de bois de mangrove, ONG et chefs de villages. Les principales thématiques abordées dans les échanges concernent l'usage de la mangrove et sa gestion. Ainsi, les fiches d'enquête ont été administrées aux personnes concernées dans les différents villages côtiers de la zone d'étude, notamment celles des différents villages de l'Arrondissement d'Avlo, choisis de façon aléatoire. Au total, 198 personnes, à raison de 98 hommes et 100 femmes, ont été enquêtées (Orékan *et al.*, 2018). Les données démographiques ont été obtenues à l'Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (INSAE/Bénin).

2.4. Outils de collecte des données

Le matériel utilisé pour la collecte des données est constitué d'un GPS (Global Positioning System, Garmin Map 60 CSX) pour la validation des cartes d'occupation du sol, d'un questionnaire d'enquête socioéconomique, d'un guide d'entretien destiné aux personnes ressources concernées par les activités locales de protection des écosystèmes à mangrove.

3. RESULTATS

3.1. Caractérisation ethnobotanique des mangroves

Dans le littoral béninois, les deux (02) espèces dominantes de mangroves identifiées sont : le **palétuvier blanc** (*Avicennia germinans*) et le **palétuvier rouge** (*Rhizophora racemosa*). Les résultats des enquêtes ethnobotaniques ont montré que les palétuviers sont très utilisés dans les domaines de la biomasse, pour le bois de services et pour les activités salicoles (Planche 1 et 2). Les enquêtés dans leur majorité reconnaissent avoir récolté de manière périodique le bois dans la mangrove. La récolte de bois à brûler relève essentiellement du fait des femmes et des enfants. L'utilisation des ressources de palétuvier est fonction de leur accessibilité et de leur disponibilité dans l'écosystème fluvio-lagunaire du littoral. La plupart des acteurs enquêtés confirment exploiter les deux espèces de palétuviers sous diverses formes. L'exploitation du bois-énergie fait partie du quotidien des acteurs qui s'adonnent à une exploitation sélective des individus de palétuviers en préférant les individus de petit diamètre facile à sécher et à conditionner (Planche 3).



Planche 1 : Utilisation du bois de mangrove pour la construction : (a) Traverses de charpente de construction en bois de palétuviers rouges ; (b) Un arrière ou barrage (Ha en langue Xuéla) de pêche en bois de palétuvier.



Planche 2 : a) Cuisson avec palétuvier à Avloh. b) Panier de lixiviation en bois de palétuviers rouges à Heyigbadji

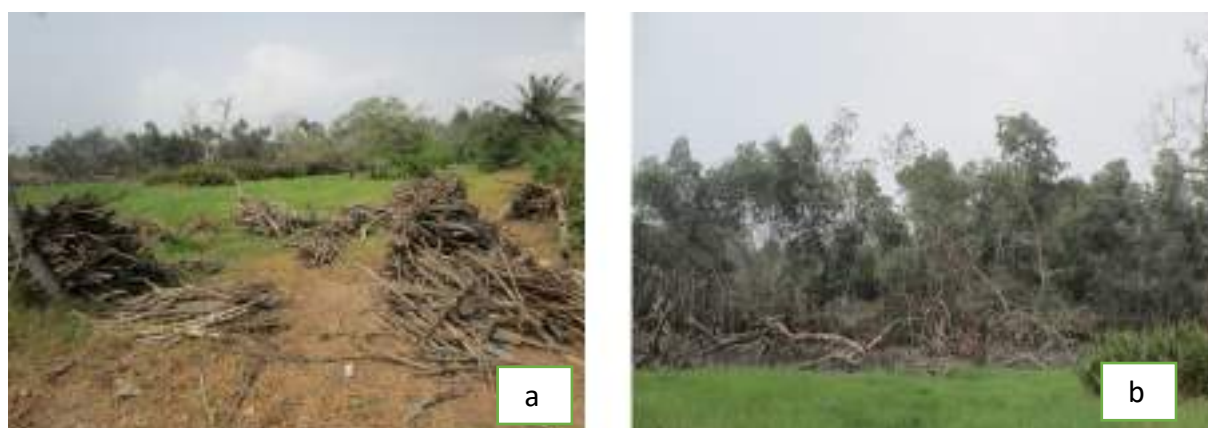


Planche 3 : Exploitation du bois des palétuviers à Togbin : récolte de bois-énergie (a) et Etendue de mangrove dégradée (b).

3.2. Dynamique spatio-temporelle des unités d'occupation du paysage des mangroves de 2005 à 2015

Pour les deux périodes (2005 et 2015), huit (8) classes d'occupation sont observées. Les figures 2 et 3 présentent l'état de l'occupation des sols du paysage des mangroves en 2005 et en 2015.

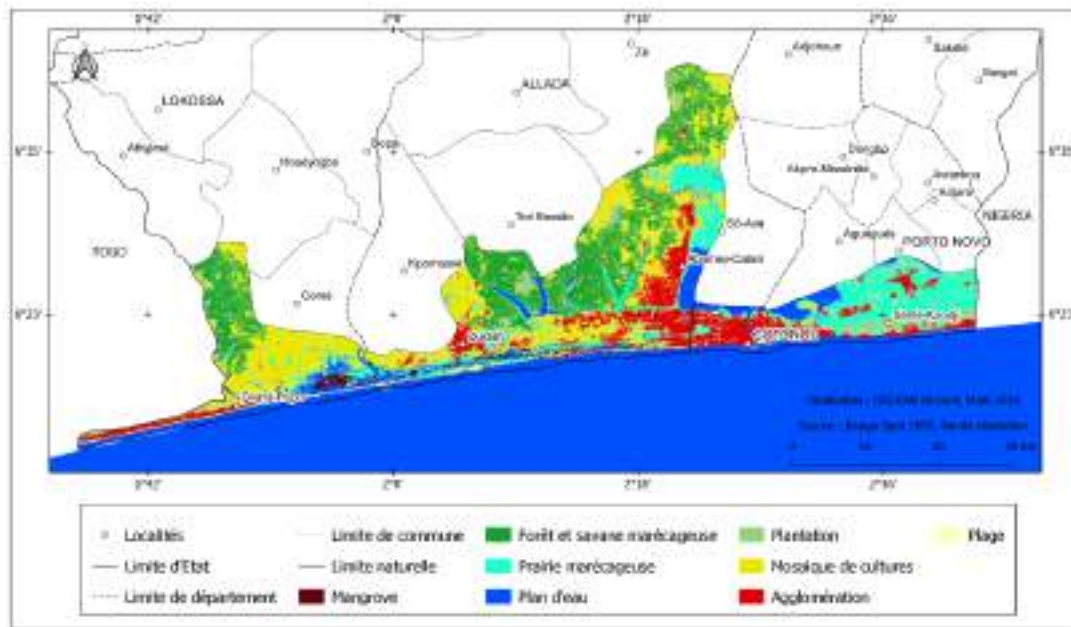


Figure 2 : Occupation du sol du littoral béninois en 2005

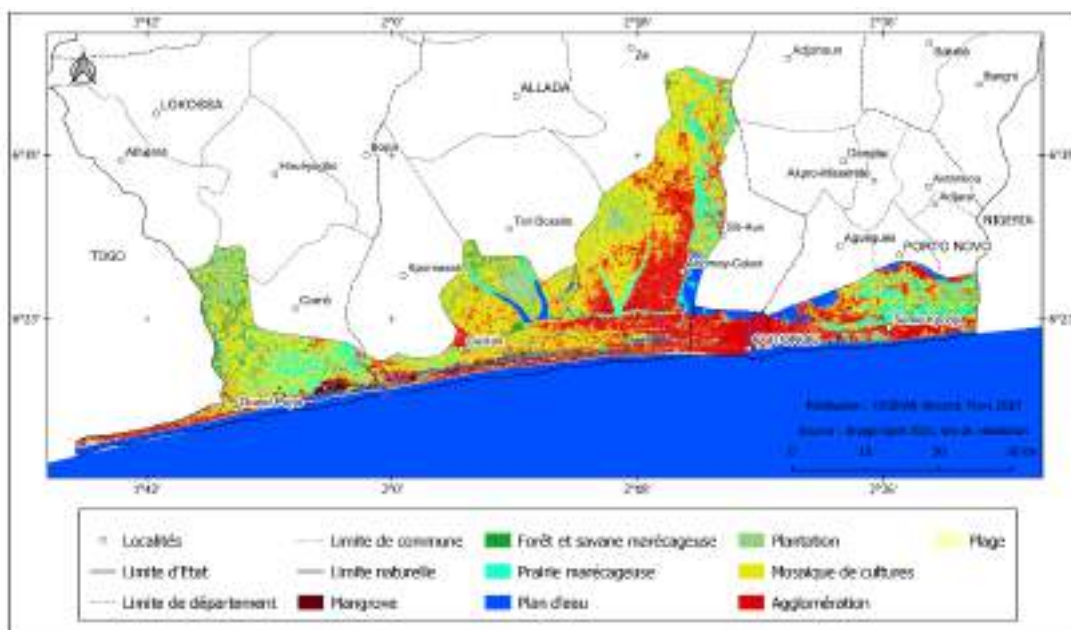


Figure 3 : Occupation du sol du littoral béninois en 2015

L'analyse de ces des figures 2 et 3 montre que les unités d'occupation des terres identifiées sont composées de forêts et savane marécageuse, mangrove, prairie marécageuse et autres composés d'agglomération, de mosaïque de cultures et des sols nus. Les mangroves représentent respectivement 6930 ha pour l'année 2005 et 5871 ha pour 2015. Ces mangroves occupent la partie occidentale de la zone littorale notamment le domaine lagunaire comme l'indiquent les figures 4 et 5. Mais l'aire de concentration en 2005 est de plus en plus réduite en 2015.



Figure 4 : Zone de concentration de la mangrove en 2005

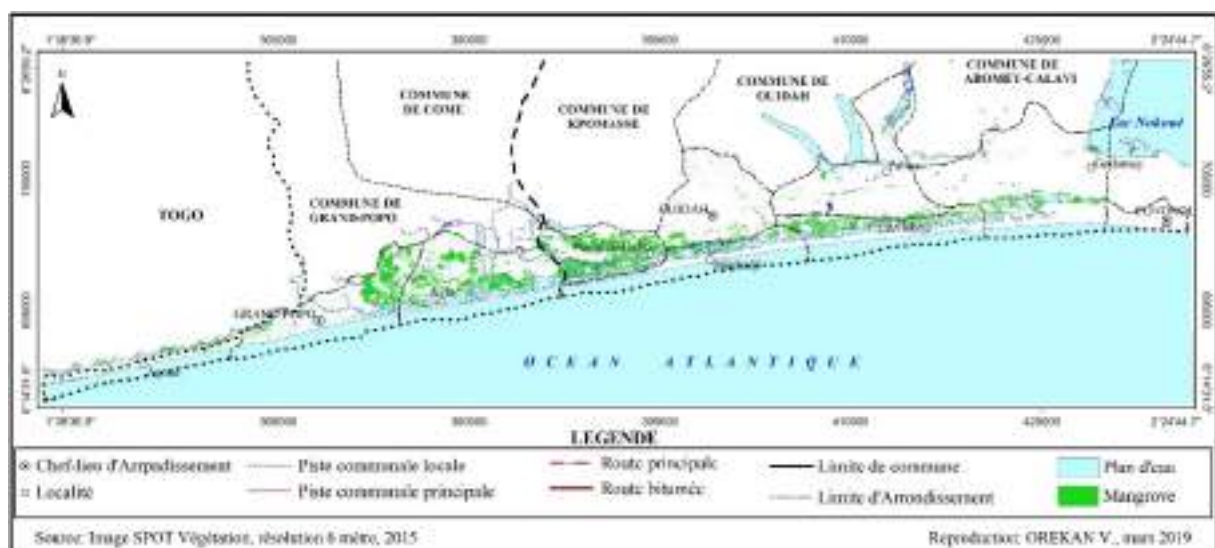


Figure 5 : Zone de concentration de la mangrove en 2015

De 2005 à 2015, les unités d'occupation du sol de la zone d'étude ont subi d'intenses mutations et de profonds changements d'affectation et d'utilisation des terres. Aucune classe d'occupation définie dans le cadre de cette étude n'est demeurée sans être impactée. En se référant aux pertes et aux affectations des terres, trois (3) classes sur l'ensemble ont vu leur superficie se réduire entre 2005 et 2015 comme l'indique la figure 5. Pour la mangrove, 12,10 % ont été convertis en prairie marécageuse. La mangrove a perdu 5,58 % de sa superficie de 2005 au profit de la plantation. Il est alors important de retenir que le couvert la mangrove a perdu globalement 17,68 % (soit 1059,52 ha) de sa superficie entre 2005 et 2015. Le tableau 1 présente la matrice de transition des unités d'occupation des terres entre 2005 et 2015.

Tableau 1 : Matrice de transition entre 2005 et 2015

Classes	Plan d'eau	Forêt et Savane marécageuse	Mangrove	Plantation	Prairie marécageuse	Mosaïque de cultures	Agglomération	Plage	Total
Plan d'eau	4128,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4128,25
Forêt et Savane marécageuse	0,00	1718,56	0,00	227,46	38,88	179,83	0,97	0,00	2165,70
Mangrove	0,00	0,00	5866,25	240,09	824,29	0,00	0,00	0,00	6930,63
Plantation	0,00	0,00	1,94	348,96	0,00	0,00	0,00	0,00	350,91
Prairie marécageuse	0,00	1,94	2,92	36,94	13847,66	1078,96	1788,55	0,00	16756,97
Mosaïque de cultures	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5677,68	406,31	0,00	6083,99
Agglomération	0,00	0,00	0,00	2,92	0,00	0,00	4591,91	505,46	5100,28
Plage	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	960,37	960,37
Total	4128,25	1720,51	5871,11	856,37	14710,83	6936,46	6787,74	1465,83	42477,10

L'analyse de cette matrice de transition (Tableau 1) permet d'apprécier l'évolution de chaque unité d'occupation des terres de la zone d'étude et confirme les observations faites précédemment.

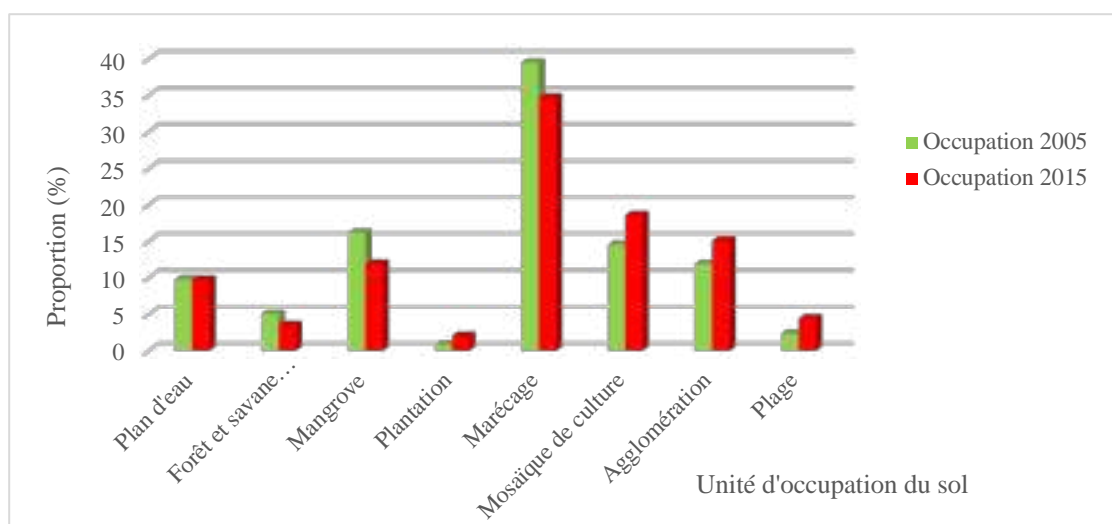


Figure 6 : Proportion des unités d'occupation du sol en 2005 et 2015

L'analyse de la figure permet de constater la proportion de mangrove sur le littoral béninois en 2005 et en 2015. De 16,17 % en 2005, elle occupe 11,94% du littoral en 2015. Cette période est le support temporel d'une destruction due à plusieurs facteurs de la mangrove sur le littoral béninois.

3.3 Facteurs de la dégradation des écosystèmes de mangrove

La mangrove de la zone d'étude est très dégradée dans son ensemble. Elle se présente sous forme de mosaïque où cohabitent de beaux îlots de forêts, des fourrés et des prairies à faciès multiples. Les figures 7 et 8 présentent l'état de la mangrove au sud-ouest d'Avloh et dans la localité d'Avlékété en 2005 et en 2015.

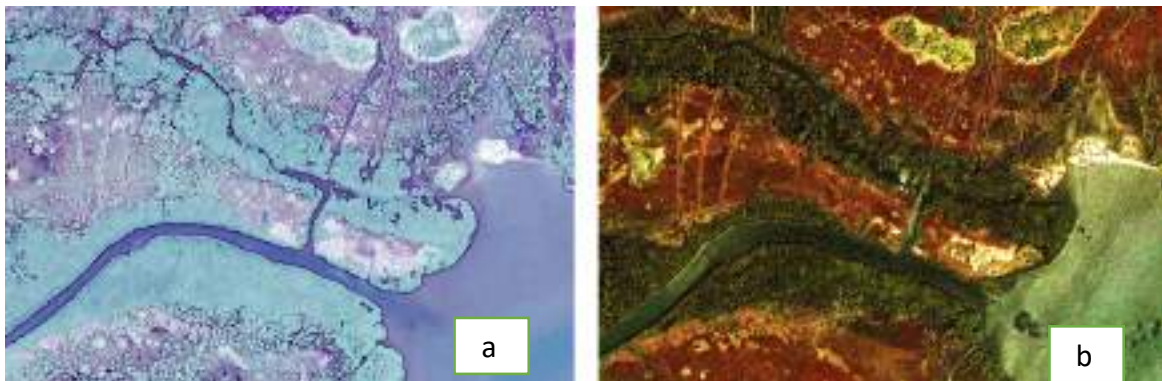


Figure 7 : Etat de la mangrove au sud-est de l'arrondissement d'Avloh en 2005 (a) et en 2015 (b)

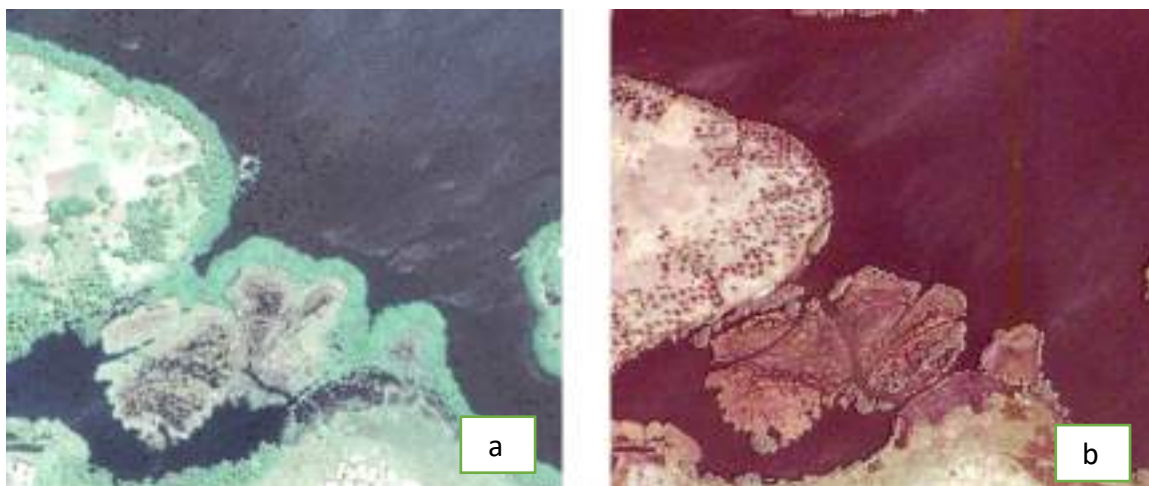


Figure 8 : Etat de la mangrove dans la localité d'Avlékété au sud de la ville de Ouidah en 2005 (a) et en 2015 (b)

Ces figures montrent que la dégradation de la mangrove dans le domaine littoral est catastrophique. Les activités salicoles sont responsables en grande partie de la régression de la mangrove, du fait de la quantité de bois utilisée pour la production de sel. Outre la saliculture, l'utilisation du bois de la

mangrove dans les activités de construction est l'un des facteurs de la régression de cet écosystème. Les populations affirment utiliser les plantules pour la construction des cases. L'utilisation du bois de la mangrove intervient pour la cuisson dans les ménages, car certains l'utilisent comme bois de chauffe. En effet, 80,65 % des exploitants de la mangrove reconnaissent recourir à la tige pour les bois de chauffe et 19,35 % restants font usage entière de l'espèce. Les exploitations dont sont objet les forêts de mangroves sont les causes de la diminution de cet écosystème. Toute mesure devant œuvrer à la préservation de l'écosystème est très importante pour le maintien de l'ordre écologique.

3.4 Proposition de stratégies pour la protection de la mangrove

Face aux affres anthropiques que subissent les écosystèmes de mangrove sur le littoral béninois, il est nécessaire de prendre des dispositions pour faire reculer leur destruction. A cet effet, il faudrait compter sur la capacité de régénération rapide de cette espèce végétale pour lui offrir les conditions pour retrouver son état d'antan dans les zones où elle a été fortement dégradée. Il s'agira donc de créer des aires protégées de mangrove ou encore des zones tampons aux endroits propices. Cela permettra de faciliter la régénération naturelle de la mangrove. Les aires de mangrove peuvent aussi faire l'objet de sites touristiques pour favoriser l'écotourisme à l'instar de l'initiative de l'ONG Eco-Bénin. Cette dernière constitue aussi une voie de maintien de la mangrove. Les zones de cultures surtout celles maraichères installées au voisinage des aires de mangrove étant de véritables causes de la destruction de cet écosystème, il faudra réduire ou interdire l'installation de ces zones de cultures. En outre, la multitude de sanctuaires et la sacralisation consécutive de plusieurs portions de mangrove, constituent une forme de protection/conservation de l'écosystème déjà préconisée par les populations locales. L'ensemble de ces actions, non exhaustives, contribueront de belles manières au maintien de la mangrove sur le littoral béninois si elles sont rigoureusement mises en œuvre.

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

La présente étude révèle que la mangrove subit partout de dégradation avec des causes multiples, surtout liées à l'homme (urbanisation, pollutions diverses, exploitation forestière...). Mais au Bénin, c'est surtout la cohabitation saliculture-mangrove qui constitue le véritable problème (Orékan *et al.*, 2018) car, les conditions écologiques d'existence de la mangrove sont les mêmes que celles qui créent les gisements de sel (Toffi, 2008). Différentes espèces de mangrove se regroupent en trois familles au Bénin : Rhizophoraceae, Avicenniaceae et Combretaceae sur un total de 8 espèces de palétuviers qui peuplent les mangroves ouest-africaines (Gordon *et al.*, 2010). Cette particularité des mangroves du domaine littoral du Bénin a été relevée lors des études antérieures menées dans le contexte de la caractérisation et de l'évolution de cet écosystème (Akoegninou *et al.*, 1998). Les conditions atmosphériques où l'humidité relative est, en toutes saisons, supérieure à 70 %, sont juste suffisantes pour favoriser des gisements de sel, mais restent insuffisantes pour vaporiser l'eau et cristalliser naturellement le NaCl dissout. D'où la nécessité de recourir à l'énergie de substitution qu'est la biomasse issue de la mangrove

(Toffi, 2008). Le potentiel ligneux reposant sur les palétuviers, sujets à des pressions humaines importantes, fragilise davantage l'intégrité de cet écosystème lorsqu'il s'agit de faire face aux changements globaux. Aussi, les populations en place doivent prendre conscience de leur rôle de protecteur de la mangrove. Ils doivent dans un premier temps protéger la mangrove mais ensuite apporter des idées qui entre dans le cadre du maintien des écosystèmes de mangrove.

Références bibliographiques

Afidegnon, D., Fromard F. et B. Marie-France, 1998 : La réalité de terrain et le traitement d'image en milieu tropical anthropisé : cas des mangroves et écosystèmes littoraux du sud du Togo par HRV de SPOT, dans : La réalité de terrain en télédétection : pratique et méthodes, Ed. AUPELF-UREF, 1998, p. 13-20

Akoegninou, A, 1998 : Les forêts denses humides semi-décidues du Sud-Benin, Journal de la Recherche scientifique de l'Université de Lomé, 10.4314/jrsul.v1i2.47779

Akpagana, K., 1997 : État actuel et perspectives des mangroves togolaises. In mangroves ecosystem studies in Latin America and Africa, p. 284-291

Alexandris, N., B. Chatenoux, L. Lopez Torres et P. Peduzzi, 2013 : Monitoring mangrove restoration from space, UNEP/GRID-Geneva.

Andrieu, J. et C. Mering, 2008 : Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine : exemple des rivières du sud du delta du Saloum (Sénégal) au Rio Geba (Guinée-Bissau). Télédétection, 2008, vol. 8, n 2, p 93-118

Armah, A K, A. Diame, A. Gordon et J. James Kairo, 2010 : Protection des mangroves : Le rôle du Réseau africain des mangroves, Nature & Faune, vol. 24, Numéro 1

Caloz, R. et C. Collet, 2001 : Précis de télédétection : traitements numériques d'images de télédétection- Volume 3, Edition Presses de l'Université de Québec, 340 p.

Caloz, R., T. Blaser et G. Willemin, 1991 : Création d'une ortho-image à l'aide d'un modèle numérique d'altitude. Influence des modes de rééchantillonnage radiométrique, Journées scientifiques de l'UREF- Télédétection, 21-23 octobre, Montréal, UREF, P17-3.

Desjardins, R., J-M. Dubois et G. Lemilieux, 2000 : La télédétection : perspective analytique, Editions ESTEM-Paris, 201 p

Di Giorgio, A et. Jansen,L.J.M, 1998 : Land Cover Classification System (LCCS) : Classification Concepts and User Manual For software version 1.0. Rome, Italie, 74 p.

FAO 2018 : Inventaire floristique et faunique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. ISBN 978-92-5-103148-7 (FAO) www.fao.org/publications.

Folega F., Rakotondrasoa Miaratiana A, Wala K., Woegan Y. A, Kanda M, Pereki H, Polo-Akpiisso A., Batawila K. et Akpagana K., 2017 « Écologie et dynamique spatio-temporelle des mangroves au Togo », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 17 numéro 3 | décembre 2017, mis en ligne le 15 décembre 2017, consulté le 16 avril 2019. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/18791> ; DOI : 10.4000/vertigo.18791

Girard, MC. et C. Girard, 1999 : Traitement des données de télédétection, Paris : DUNOD, 511 p

Gordon, C, E. Tweneboah, A. Mensah et A. Ayivor, 2010 : L'application de l'approche écosystémique à la gestion des mangroves : Leçons pour le Ghana, *Nature & Faune*, vol. 24, Numéro 1

Johnson, D., A. Blivi, K. Houedakor, A. Kwassi et N. Sena, 2001 : Le littoral du Togo : données et gestion intégrée, *Coastgis 2001 : managing the interfaces*, Halifax, Nova Scotia, Canada.

Maoulana-Abbas, S., 2009 : Diagnostic géobotanique et impacts anthropiques sur le paysage de la mangrove dans la baie de Toliara, Thèse de doctorat en Géographie, Université de Tuléar, Madagascar, 75 p.

LEA et FAO (2018) : Inventaire floristique et faunique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), Cotonou, Bénin.

Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS) 2015 : Amélioration de la Résilience des Populations Sahéliennes aux Mutations Environnementales- Cartographie de l'occupation du SOL. Spécifications techniques, 28 p.

Orékan O. A. V, Toffi D. M., Hohodji I. A. & Plagbéto H., 2018 : Dynamique spatiale des écosystèmes de mangrove dans l'arrondissement d'Avlo-Grand-Popo sur le Littoral du Bénin. *International Journal of Scientific & Engineerin Research (IJSER)*, Volume 9, Issue 10, October-2018, ISSN 2229-5518. pp. 487-494

Puech, C., 1993 : Détermination des états de surface par télédétection pour caractériser les écoulements des petits bassins versants, Thèse de doctorat, Grenoble I, 214 p.

Rajerisoa, T., 2006 : Études écologiques des mangroves de Mariarano et Boanamary : Typologie, zonation floristique, régénération naturelle et dynamique, Mémoire pour l'obtention d'un Diplôme d'études approfondies (D.E.A) en biologie et écologie végétales, Faculté des sciences, Université d'Antananarivo, 84 p

Rasolofo, V. M., 2011 : Étude écologique des ressources crevettières dans les mangroves de la baie d'Ambaro (nord-ouest de Madagascar) ; en vue d'une gestion durable de leur exploitation, Thèse de doctorat en biologie, écologie et conservations animales, Faculté des sciences, Université d'Antananarivo, 199 p.

Toffi D. M. 2008 : Le climat, l'homme et la dynamique des écosystèmes dans l'espace littoral du Bénin ; Thèse de Doctorat unique, option gestion de l'environnement ; Université. d'Abomey-Calavi, Bénin. 390p.

Wilmet, J., 1996 : Télédétection aérospatiale. Méthodes et applications, Fontenay-sous-Bois : SIDES, 300 p

Dynamique du trait de côte béninois à l'Est du Chenal de Cotonou entre 1986 et 2018

AMOUSSOU Yvon Lionel Nicaise ^(1,*), DJAOUGA Mama ⁽¹⁾, AVAHOUNLIN F. Ringo ⁽²⁾,
VISSIN W. Expedit ⁽³⁾, THOMAS Omer ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Cartographie (LACARTO), Université d'Abomey Calavi, Cotonou, Bénin

⁽²⁾ Université Nationale des Sciences et Techniques de l'Ingénierie et des Mathématiques (UNSTIM),
Chaire Internationale de Physiques Mathématique et Applications(CIPMA, Chaire UNESCO)

⁽³⁾ Laboratoire de Climats, Eaux, Écosystèmes et Développement, Université d'Abomey Calavi

^(*) Auteur correspondant : AMOUSSOU Yvon Lionel Nicaise, yvonci@yahoo.fr

Résumé

La dynamique du trait de côte à l'Est du Chenal de Cotonou découle des facteurs naturels et anthropiques qui ont occasionné par endroit une dégradation de l'environnement. La présente étude a pour but de contribuer à une meilleure connaissance de la dynamique côtière par le biais du calcul des superficies à partir d'un algorithme intégré dans le logiciel QGIS dans la zone côtière à l'Est du Chenal de Cotonou. Les modifications morphologiques du littoral ont été étudiées suivant une approche cartographique. A partir des images SPOT des années 1986, 1994, 2005 et 2015 offertes par le projet OSFACO et des laisses de basses Mer obtenues sur le littoral par GPS. Une analyse multi dates a permis de caractériser le trait de côte béninois dans sa partie Est. Des enquêtes socioéconomiques complémentaires ont été conduite auprès des populations côtières pour comprendre et vérifier les conséquences de cette dynamique. Les résultats obtenus montrent une perte d'environ 50% de la superficie initiale du rivage Est du chenal de Cotonou entre 1986 et 1995. On y a relevé aussi des épisodes d'élévation brusque et violente de la mer pendant cette même période engendrant des inondations catastrophiques qui ont affecté les populations riveraines vulnérables.

Mots clés : Trait de côte, Cotonou, Bénin, Erosion, Montée du niveau de la mer

Abstract

The coastline dynamic of east of the Cotonou estuary stems from natural and anthropogenic factors causing environmental degradation in some place. The aim of this study is to contribute to a better knowledge of the coastal dynamics by calculating areas based on an algorithm integrated into QGIS software in the area located east of Cotonou estuary. Specifically, the morphological changes of the coastline were studied using a cartographic approach. Thus, from the SPOT image of the years 1986, 1994, 2005 and 2015 offered by the OSFACO project and the low-sea leases obtained on the coast by GPS a multirate analysis made it possible to characterize the Benin coastline in this part, Additional socio-economic surveys have been conducted among coastal populations to understand and verify the consequences of this dynamic. The results obtained show a loss of about 50% from initial area of the east shore of Cotonou estuary between 1986 and 2015. There were also episodes of abrupt and violent rise of the sea during that same period causing catastrophic floods that affected the neighboring vulnerable populations.

Keywords : Coastline, Cotonou, Benin, Erosion, sea level rise

1. INTRODUCTION

La dégradation de la zone côtière Ouest Africaine coûte au moins 3,8 milliards de dollars aux pays Ouest Africain. Les inondations et les érosions côtières ainsi que les conséquences indirectes liées, représentent plus de 60% de cette facture (Banque mondiale, 2017 ; Akinochi, 2019). Le long de la ceinture côtière, on s'attend à une vulnérabilité accrue des corridors et agglomérations face aux pressions liées aux changements climatiques et aux activités anthropiques. La recrudescence des inondations y afférentes couplées à l'augmentation de températures et des précipitations constitue une réelle menace engendrant l'insécurité alimentaire en Afrique de l'Ouest (ONU-Habitat, 2014). En effet, le quartier de Enagnon à l'Est du Chenal de Cotonou a connu en Avril 2016 une submersion marine détruisant de nombreuses habitations (Figure 8).

Pour caractériser la dégradation de cette portion du littoral béninois, la présente étude va analyser la dynamique du trait de côte qui représente la limite entre la terre et la mer. Le trait de côte varie avec le temps selon les conditions et le contexte dynamique en accrétion ou en érosion (Oyébé, 1991). La détermination de cette limite n'est pas toujours aussi facile que précise (Faye, 2010). Des indicateurs permettent d'estimer la position du trait de côte dans différents endroits des zones littorales comme les lignes de hautes et basses eaux ou encore la comparaison des images satellites (Faye, 2010).

La connaissance de la dynamique du trait de côte à l'Est du chenal de Cotonou, en particulier dans le quartier de Enagnon nécessite une approche pluridisciplinaire au regard des caractéristiques de ce littoral (Adam, 1988). Cette zone sujette à une forte érosion due aux forçages naturels que sont les phénomènes météo-marins extrêmes sur ce littoral fragile mais surtout les forçages anthropiques tels que les épis de protection et la jetée du port de Cotonou. La cartographie spatio-temporelle des façades maritimes à l'intérêt de permettre une connaissance des superficies érodées et celles en accrétion dans un contexte de changement climatique. Elle permet aussi à la communauté scientifique qui s'intéresse à l'élévation du niveau des Mers ainsi qu'aux aléas et catastrophes hydroclimatiques, aux responsables du littoral, aux collectivités locales, aux ingénieurs et responsables aménagiste d'identifier les exigences futures en matière de protection et de conservation de portion de côte (Fairbank et al 2006). La cartographie spatio temporelle permet d'identifier les repères d'emplacement pour l'aménagement des berges de cette zone à fort potentiel touristique mais vulnérable (Assogba, 2018). Aussi l'objectif de cette étude consiste-t-il à caractériser à partir des images SPOT (1986, 1994, 2015) et des enquêtes socio - économiques cette dynamique côtière et ses conséquences ainsi que les possibles options d'adaptation face aux dangers encourus. Les lignes qui suivent présenterons successivement la méthodologie avec le milieu d'étude, les résultats et la discussion dans la présente étude.

2. METHODOLOGIE ET PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE

2.1. Présentation du milieu d'étude

Le secteur Est de Cotonou est situé entre 2°27'00" de 2°27'45" de longitude Est et entre 6°21'00" de 6°22'00" de latitude Nord comme le montre la Figure 1. Il concerne le quatrième arrondissement de Cotonou. La population qui était d'environ 2000 habitants en 1985 est de 36 357 habitants en 2013. Cet arrondissement est limité au nord par le quartier d'Abokicondji, au sud par l'Océan Atlantique. La zone d'étude est caractérisée par un sol sableux relativement plat. La pêche est l'activité principale de la population de ce quartier. Le lac Nokoué qui borde l'Ouest de la zone d'étude a une superficie qui varie en fonction des saisons entre 200 et 300 Km² avec une profondeur généralement inférieure à 3 mètres (ABE, 1999).

Les statistiques actuelles présentent des lacunes, elles couvrent une période assez longue (depuis 1952) mais restent limitées à la seule station de Cotonou située plus à l'ouest du secteur d'étude. La période des marées au Bénin est d'environ 12 heures : c'est une marée semi-diurne. Les marnages de marée extrêmes observés sont +1,95 m et -0,20 m (Figure 2), mais l'amplitude se situe généralement autour d'un mètre, soit une marée de type micro tidal (ABE, 1999). Les effets de la marée sont d'autant plus importants que le marnage est élevé. Les courants de marée sont généralement faibles sur la côte. Par contre, ils ont un effet déterminant sur l'évolution des débouchés lagunaires. L'obliquité de la houle au déferlement par rapport au rivage, varie entre 4° et 9° avec une moyenne autour du 6°-7°. Elle entraîne une dérive littorale ou courant côtier ou encore "rivière littorale" (entre la barre et l'estran) dirigée d'ouest en est. Elle est responsable du transit littoral le long de la côte et draine 1.500.000 m³ de sable entre Lomé et Cotonou chaque année (Agence Béninoise de l'Environnement, 1999). Les sédiments transitaires sont en voies de tarissement, d'autant plus que la dynamique sédimentaire est de plus en plus perturbée par l'édification d'ouvrage qui immobilisent les sédiments en amont (Bio Djara, 2018).

Les deux caractéristiques principales du relief de Cotonou sont les dépressions longitudinales parallèles à la côte et bas-fonds érodés par l'écoulement des eaux pluviales qui communiquent avec le lac. Le site est coupé en deux par le chenal appelé « lagune de Cotonou », communication directe entre le lac et la mer, creusée en 1894. La liaison entre les 2 parties de la ville est assurée par 3 ponts. La deuxième caractéristique est que la nappe phréatique se trouve à proximité de la surface du sol dont la perméabilité généralement élevée assure l'infiltration des eaux pluviales et usées (risques de pollution). Sur le plan hydrographique Cotonou dispose d'un réseau hydrographique alimenté par trois principaux plans d'eau : l'Océan Atlantique, la Lagune et le Lac Nokoué, pourvoyeurs de ressources halieutiques non négligeables. Les formations végétales sont bien tranchées en bordure de la côte, les sables du cordon littoral sont couverts de plantations de cocotiers puis nous avons une zone à végétation rare et clairsemée formée essentiellement d'halophytes sur le cordon littoral (Akomagni L, 2006).

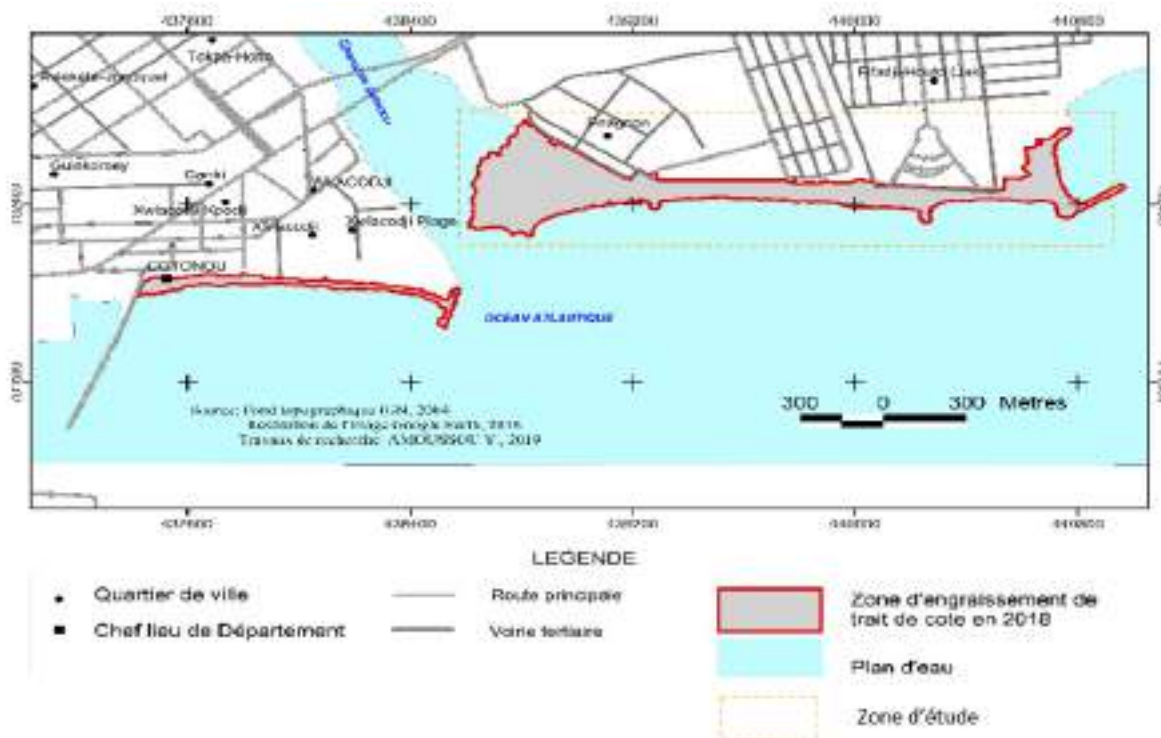


Figure 1 : Plan de Cotonou avec localisation de WLACODJI et ENAGNON

2.2. Méthodologie

La méthodologie adoptée s'appuie sur une approche analytique, cartographique et multi-dates fondée sur l'utilisation de la télédétection et du logiciel SIG QGIS complétée par les enquêtes socio-économiques. Pour chacune de ces approches, plusieurs types de données ont été collectés et traités puis analysés avec des outils spécifiques et techniques correspondantes.

L'étude de la dynamique du trait de côte au chenal de Cotonou a nécessité la mobilisation des données suivantes :

Tableau 1 : Caractéristiques des images utilisées

Type d'images	Resolution	Caractéristiques
image SPOT1 HRV1 du 20 Juillet 1986	Panchromatique : 10 m Multispectral : 20 m	102229-438_L1C_065-337-0_D_V1_0_PYR_ALL
Image SPOT3-HRV1-XS du 13 Décembre 1994	Panchromatique : 10 m Multispectral : 20 m	102843-755_L1C_065-337-0_D_V1_0_PYR_ALL
Image SPOT3-HRV1-XS du 20 Janvier 2005	Panchromatique : 2,5 m Multispectral : 10 m	103816-307_L1C_065-337-0_D_V1_0_PYR_ALL
Image SPOT7-MS_XS du 09 Décembre 2015	Panchromatique : 1,5 m Couleur : 1,5 m Multispectral : 6 m	SEN_1948965101_ORT_20170322

Ces différentes images ont été obtenues dans le cadre du projet OSFACO. Une superposition de ces images a permis de connaître la superficie des zones en accrétion et celles en érosion. Toutefois, la seule utilisation des images satellites est insuffisante pour rendre compte de la réalité du terrain.

L'analyse multi-dates de la dynamique du trait de côte a été faite à partir des images SPOT du projet OSFACO de 1986-2015. Elle a été complétée par les images *Google Earth* de 2002 à 2018.

Pour mieux comprendre l'évolution du trait de côte, des opérations spécifiques ont été faites notamment l'évaluation des superficies de frange du littoral ayant subi une érosion ou une accrétion. Les paramètres suivants ont été considérés.

Soit ST_1 , la superficie d'une unité d'état de surface en un temps T_1 , et ST_2 la superficie de la même unité d'état de surface en un temps T_2 ;

ΔS_1 la variation de la superficie de ladite unité entre T_1 et T_2 ;

$$\Delta S_1 = (S - ST_1) - (S - ST_2);$$

Soit ΔS_2 la variation de la superficie de la même unité entre T_1 et T_2 ;

Le bilan de l'évolution de cette unité d'état de surface peut se traduire par l'une des conditions suivantes

Si $\Delta S = 0$, alors il y a stabilité

Si $\Delta S > 0$, alors il y a accrétion

Si $\Delta S < 0$, alors il y a érosion

La cartographie de la dynamique appuyée par des images et cartes de bases existantes topographie et thématique existante sur le logiciel QGIS a permis de caractériser et d'apprécier la dynamique du trait de côte au cours des 32 dernières années. Les images traitées ont servi de base pour l'extraction des traits de côte. L'analyse de ces derniers a facilité l'appréhension de la dynamique côtière de la partie orientale du littoral béninois.

Géoréférencement et superposition des couches d'information

Pour le géoréférencement des jeux de données avec les données spatiales, les données recueillies via le projet OSFACO ont été superposées en fonction du système de coordonnées cartographique du Bénin. Ce géoréférencement de données raster a permis de les visualiser, de les interroger et de les analyser avec d'autres données géographiques. Une superposition des couches s'est faite à l'aide de données spatiales existantes, telles que des rasters ou une classe d'entités vectorielles géoréférencées résidant dans le système de coordonnées cartographiques WGS 84 / UTM zone 31 N. Ce processus a impliqué l'identification d'une série de points de contrôle au sol (coordonnées x,y connues) qui relie des emplacements du jeu de données raster aux emplacements des données référencées spatialement (données cibles). Les points de contrôle sont des emplacements qui peuvent être identifiés avec

précision sur le jeu de données raster et à l'aide de coordonnées du monde réel. Différents types d'entités sont utilisées comme emplacements identifiables : intersections de routes ou de cours d'eau, embouchure d'une rivière, affleurements rocheux, extrémité d'une jetée, coin d'un champ établi, coins de rues ou intersection de deux haies.

Réalisation d'une cartographie fine des zones d'avancée et de recul du trait de côte

La même méthodologie a été utilisée pour la réalisation de la cartographie fine et les points de contrôle ont permis de créer une transformation polynomiale qui déplace le jeu de données raster de son emplacement actuel vers l'emplacement correct (selon que l'on soit en avancée ou en recul du trait de côte). La connexion entre un point de contrôle sur le jeu de données raster (point de départ) et le point de contrôle correspondant sur les données cible alignées.

Estimation des superficies d'engraissement et de démaigrissement du trait de côte

L'estimation des superficies d'engraissement et de démaigrissement se fait suivant les années ou les images SPOT obtenues ont une plus clarté. Ainsi après sélection de l'année et une superposition sur la base on fait une extraction de la partie engraisée ou démaigri après une cartographie fine de la zone concernée. Une fois la zone concernée identifiée, elle est importée dans la base de calcul et suivant un algorithme spécifique à QGIS, le calcul de la surface choisi est effectué.

3. RESULTATS

3.1. Les facteurs de la dynamique du trait de côte

Tous les littoraux du globe subissent l'influence de processus terrestres, marins et atmosphériques qui interagissent et participent à son évolution. Les côtes évoluent ainsi par érosion et sédimentation.

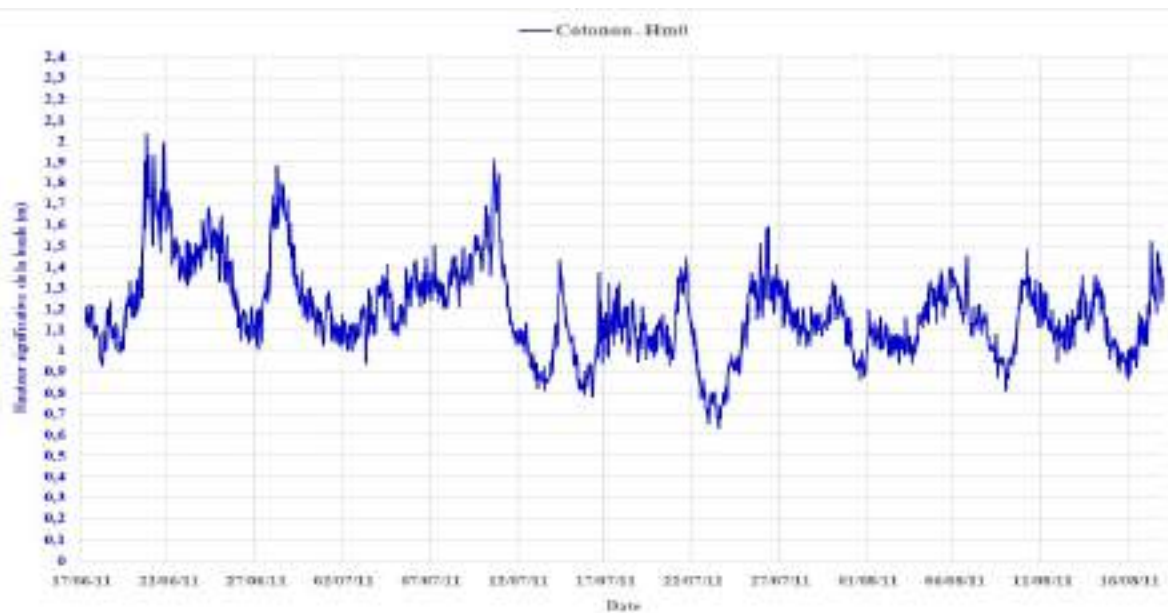
L'engraissement et le démaigrissement du trait de côte sont causés à la fois par les forçages anthropiques et météo marins. De façon générale, un forçage est une action qui agit sur (qui force) un système dynamique (Océan, atmosphérique, activités humaines) et peut perturber son état d'équilibre.

On peut distinguer les forçages naturels et anthropiques.

Les forçages naturels dont parmi les plus importants :

- Les variations de l'ensoleillement, elles-mêmes causées soit par des variations de l'intensité du rayonnement solaire, soit par des variations de la distance Terre - Soleil. Le système climatique réagit à ces forçages par des variations de température. C'est pour cela qu'en climatologie, ces forçages sont fluctuants et pourtant déterminants dans l'évaluation et la prévision du réchauffement climatique.
- les éruptions volcaniques qui provoquent des variations de la quantité de rayonnement solaire réfléchi par la planète.

- La houle à Cotonou qui a une amplitude moyenne comprise entre 1 et 2 m (figure 2), l'amplitude étant ici définie comme étant la hauteur entre le creux et la crête de l'onde. Elle tombe par de très beau temps assez exceptionnellement autour de 0,5 m, mais elle ne disparaît pas complètement. Cette houle présente un caractère saisonnier très nettement marqué et source d'érosion prononcée dans cette partie du littoral béninois. On note une période de faibles houles d'amplitudes moyennes comprises entre 0,9 m et 1,3 m et centrée sur l'été austral (Décembre à Mars) et une période de plus fortes houles d'amplitudes moyennes comprise entre 1,6 m et 1,9 m centrée sur les mois d'été boréal (Juin à Août).



*Figure 2 : Hauteur significative des houles au Port de Cotonou
source : Direction de l'Hydrologie du Port de Cotonou, 2011*

Les forçages anthropiques dont :

- les émissions de gaz à effet de serre

Depuis le début des années 1970, la somme de la perte de masse des glaciers et de l'expansion thermique des océans due au réchauffement expliquent environ 75 % de l'élévation du niveau moyen des mers. Sur la période 1993-2010, l'élévation du niveau moyen des mers est en accord avec la somme des contributions observées de l'expansion thermique océanique due au réchauffement (1,1 [0,8 à 1,4] mm an⁻¹) et des changements affectant les glaciers (0,76 [0,39 à 1,13] mm an⁻¹), la nappe du Groenland (0,33 [0,25 à 0,41] mm an⁻¹), La nappe de l'Antarctique (0,27 [0,16 à 0,38] mm an⁻¹) et le stockage d'eaux continentales (0,38 [0,26 à 0,49] mm an⁻¹). La somme de ces contributions est de 2,8 [2,3 à 3,4] mm an⁻¹. On peut affirmer que le niveau

moyen maximal des mers pendant la dernière période interglaciaire (il y a 129 000 à 116 000 ans) a été supérieur au niveau actuel d'au moins 5 m durant plusieurs milliers d'années et que celui-ci ne dépassait pas le niveau actuel de plus de 10 m.

Les données relatives au niveau des mers issues de mesures indirectes et instrumentales indiquent qu'une transition a eu lieu entre la fin du XIXe et le début du XXe siècle, où l'on est passé de vitesses d'élévation relativement faibles au cours des deux millénaires précédents à des vitesses plus importantes. Il est probable que la vitesse d'élévation du niveau des mers continue à augmenter depuis le début du XXe siècle. Il est très probable que la vitesse moyenne d'élévation du niveau des mers a été de 1,7 [1,5 à 1,9] mm an-1 entre 1901 et 2010, de 2,0 [1,7 à 2,3] mm an-1 entre 1971 et 2010, et de 3,2 [2,8 à 3,6] mm an-1 entre 1993 et 2010. Les données fournies par les marégraphes et les satellites altimétriques sont cohérentes en ce qui concerne la vitesse plus élevée caractérisant la dernière période. Il est probable que des vitesses aussi élevées se sont produites entre 1920 et 1950.

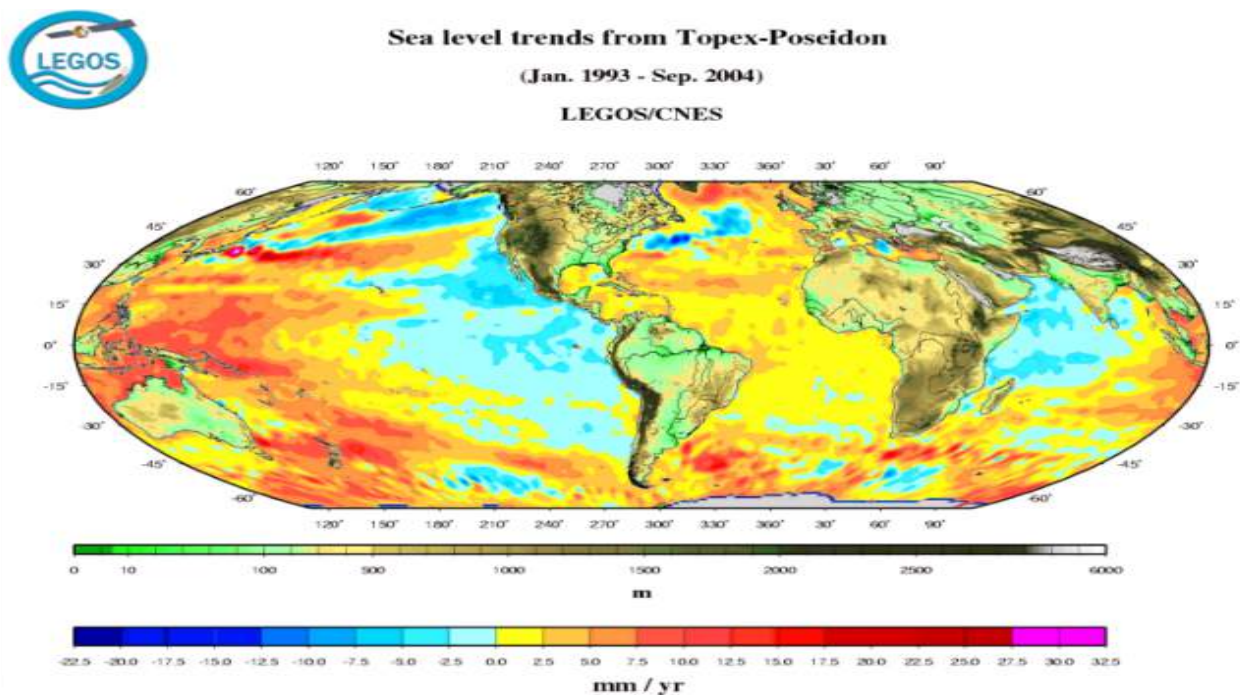


Figure 3 : Élévation du niveau moyen des mers à l'échelle du globe

source : Topex-Poseidon, 2004

- Les émissions d'aérosols

Au Bénin, on retrouve trois grands types de sources de l'aérosol de combustion : (i) les feux de biomasse, feux de végétation (forêt, savane,) liées aux pratiques culturelles, à l'élevage, à l'agriculture et à la déforestation, (ii) les biofuels : combustion de bois, charbon de bois, résidus agricoles, déchets animaux, dans les secteurs d'activités domestiques et industrielles, et (iii) les

combustibles fossiles : sources d'énergies fossiles (essence, diesel.) dans les secteurs du trafic, des industries et du domestique.

Ces émissions sont en augmentation pour les feux de biomasse, les biofuels et les combustibles fossiles, du fait de pratiques humaines elles-mêmes en constante augmentation, et du fait de l'accroissement démographique. Les émissions qui en découlent sont anthropiques pour la grande majorité et contribue à la fonte des calottes polaires et de fait à l'augmentation du niveau de la Mer.

- L'exploitation artisanale du sable

La tentation était grande, à une époque d'augmentation vertigineuse des besoins de sable et en gravier pour la construction (Fabrication de béton) et les grands travaux (aménagement de remblais), de recourir aux réserves facilement accessibles du domaine côtier. Ainsi, n'a-t-on pas hésité à exploiter sans considération les matériaux des dunes, des plages et des avant-plages (Figure 4 et 5). Or, ce sont là trois éléments solidaires d'un même ensemble. Toucher à l'un a nécessairement des répercussions sur les deux autres. La dune bordière constitue une réserve en sédiment qui peut être mobilisée par les vagues lors des tempêtes pour construire des barres immergées ; celle-ci atténue, en éloignant le déferlement du trait de côte, l'érosion de l'estran. Une fosse de dragage située trop près du rivage se comblera par des matériaux enlevés par les vagues sur le bas de plage voisin.



Figure 4 : Extraction artisanal du sable de Mer

Source : Prise de vue AMOUSSOU Yvon, 2017



Figure 5 : Transport du sable de Mer après extraction

Source : Prise de vue AMOUSSOU Yvon, 2017

3.2. Analyse multi-dates par calcul de superficies érodées et celles en accrétion

L'analyse du trait de côte entre 1986 et 2015 montre une régression globale du trait de côte (Degbe et al, 2017). L'extraction des superficies a été réalisée à partir de l'algorithme intégré à QGIS 2.14.3. Elle a permis de déterminer la régression et l'engraissement (accrétion) comme le montre le tableau 2

Tableau 2 : Superficie et variation des zones du trait de côte

Année	Superficie en m ²	
Berge_1986	2452258	71%
Berge_1995	91697	3%
Berge_2005	136615.31	5%
Berge_2015	113171.06	4%
Berge_2018	446447.73	17,54%
Superficie cumulée de la berge de 1986 à 2018	2543955	100%

L'analyse diachronique des superficies révèle une érosion des côtes entre 1984 et 2015. Cette érosion est forte au cours de la première décennie pour atteindre un pic en 1996 générant une perte de - 91 697m². A partir de 1996 l'on constate une tendance à l'engraissement du trait de côte caractérisé par un gain d'environ 8910 m² (Carte. A partir de 2015, il y a stabilité du trait de côte même si l'on note des périodes d'élévation soudaine et cyclique de la mer que cachent ces résultats (Tempête du 24 Avril 2016). La Figure 7 montre sur une même carte la forte dynamique côtière dans la zone d'étude et les efforts actuel de correction engendrant une accrétion non négligeable.

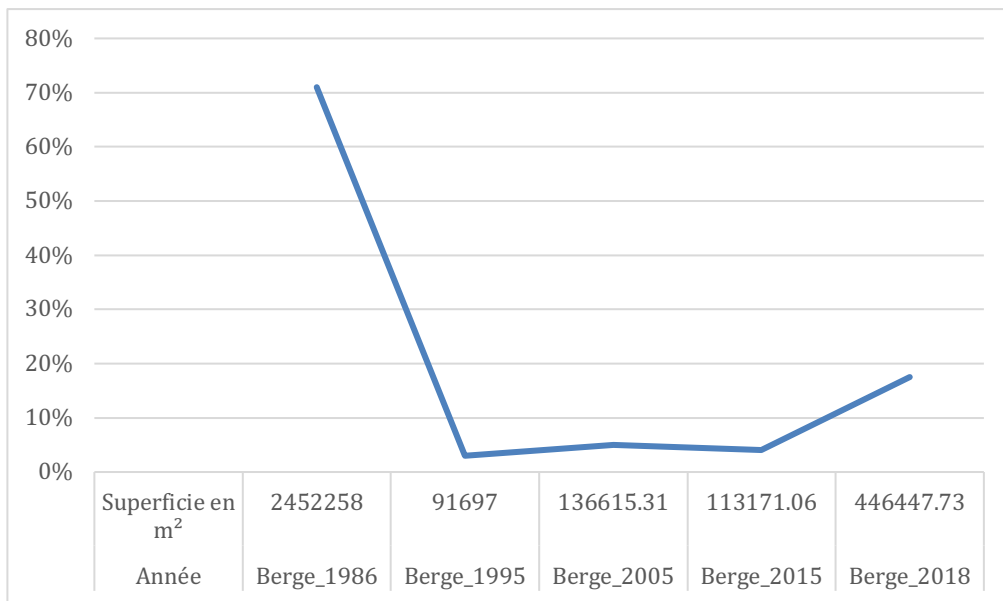


Figure 6 : Évolution de la variation des superficies du trait de la frange du littoral à l'est du chenal

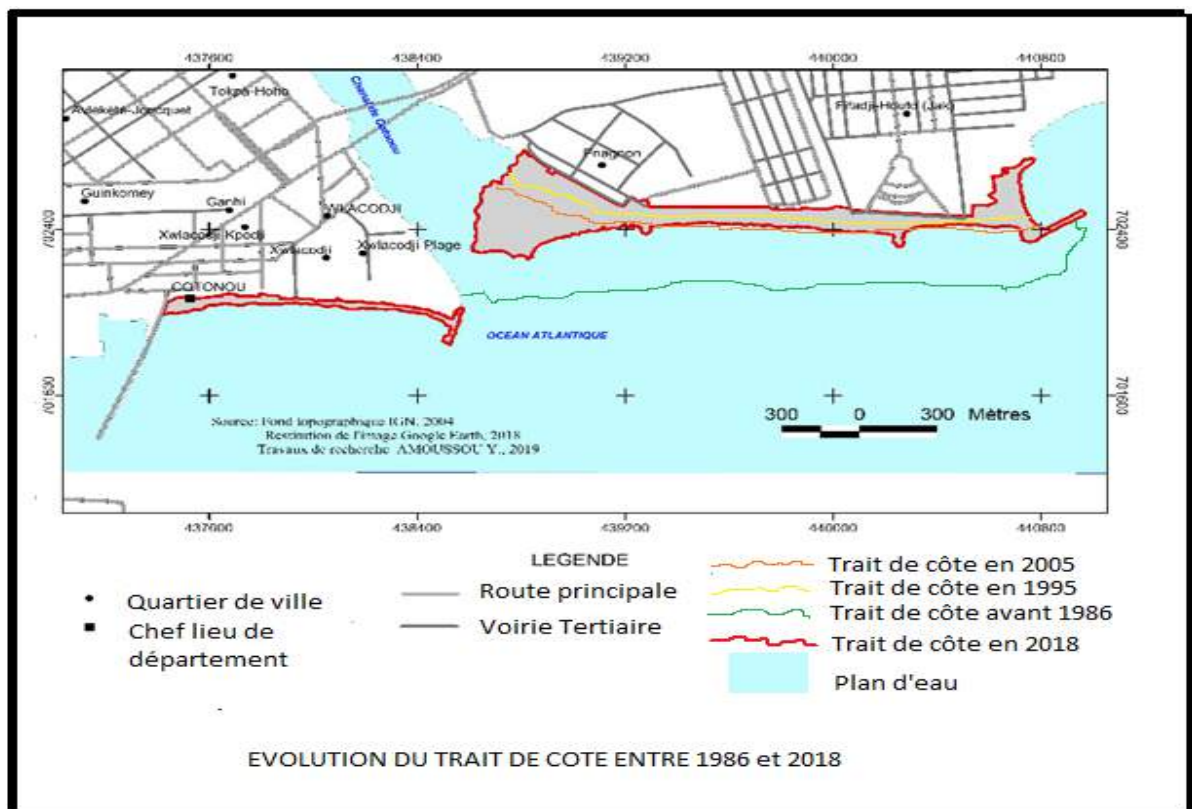


Figure 7 : Évolution de la variation des superficies du trait de la frange du littoral à l'est du chenal

Tableau 3 : Typologie de la dynamique du trait de côte

Typologie de la dynamique	Zones caractéristiques	Manifestation de la dynamique
Zone d'accrétion	✓ Zone engraisée volontairement	✓ Faible recul et avancée du trait de côte dû à la présence des sédiments ✓ Bilan sédimentaire positif
Zone de stabilité	✓ Côte sableuse ✓	✓ La dynamique moins accélérée ✓ Le bilan sédimentaire est plus ou moins équilibré
Zone à dynamique forte ou de recul	✓ Zones urbanisées ✓ Zones dépourvues de végétations ? ✓ Côtes sableuses ? ✓ Côte à anse ? ✓ Embouchures des cours d'eau ?	✓ Destruction des ouvrages implantés près du rivage ✓ Exposition des populations au déferlement des vagues ✓ Bilan sédimentaire déficitaire

Le tableau ci-dessus présente la typologie des dynamiques par la caractérisation et la manifestation des dynamiques. Il montre les causes et les conséquences des dynamiques



Figure 8 : Photo de l'école primaire publique de ENAGNON après la tempête du 24 Avril 2016 dans le secteur de la zone d'étude

Source : www.benintimes.info/erosion/cotonou consulté, en Aout 2018

Ces résultats du tableau 2 permettent de réaliser les figures 7,9,10 et 11 mettant en exergue la régression du trait de côte de 1986 à 2012 et une tendance à l'accrétion depuis 1995. Les images montrent une surface érodée en 2012 par rapport à 2002 où nous avons une tendance à l'engraissement. En 2015, une

accrétion est constatée à cause des mesures du gouvernement béninois en faveur de l'engraissement de la zone d'étude. Cette tendance est à l'accélération depuis 2017 avec l'engraissement actuel par le moteur de sable installé dans la zone d'étude.



Figure 9 : Trait de Côte en 2018

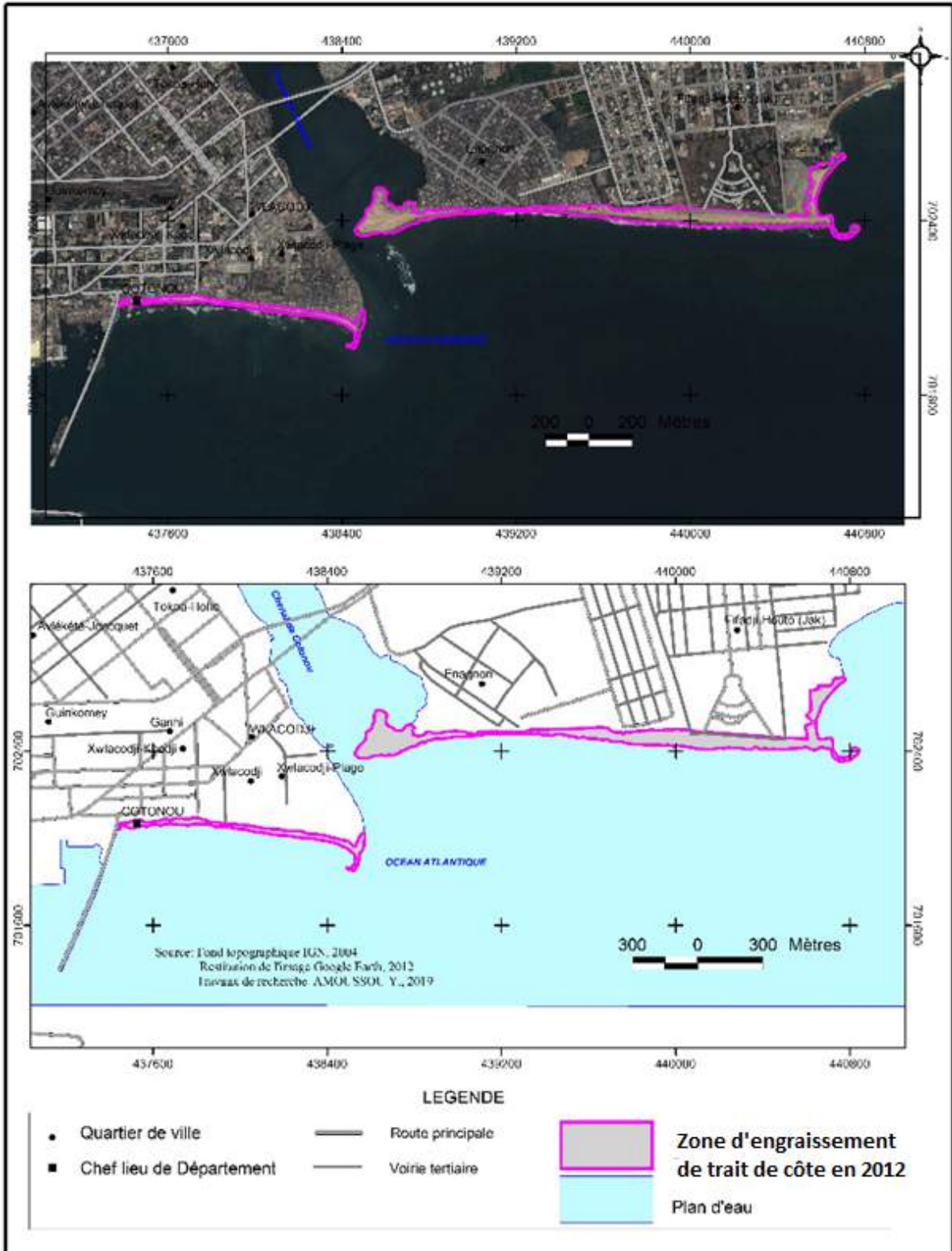


Figure 10 : Trait de Côte en 2012

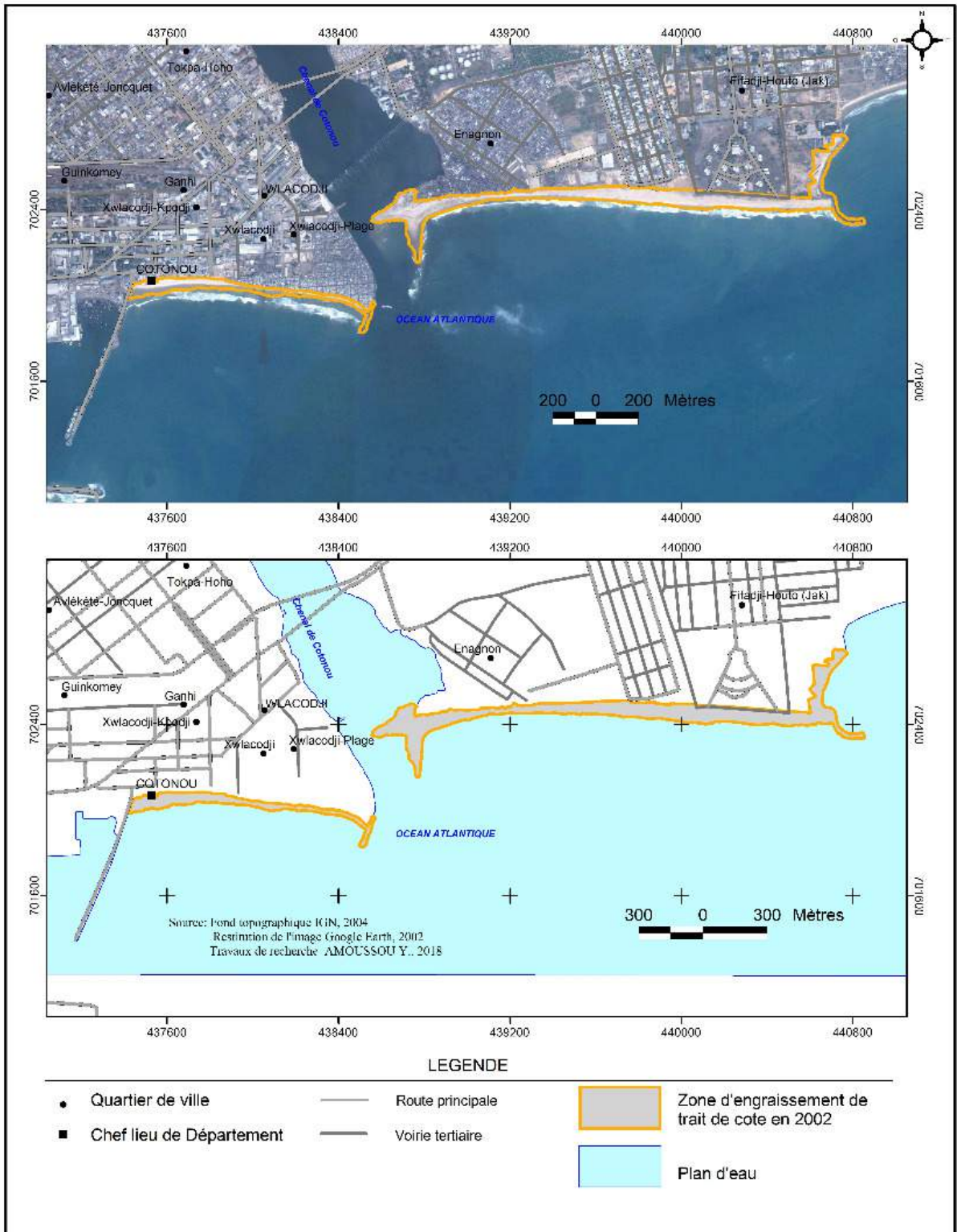


Figure 11 : Trait de Côte en 2002

3.3. Les options d'adaptation face au risque hydroclimatiques

Le vote de lois sur la protection du littoral béninois en 2018 et la loi cadre de l'environnement sont de fortes mesures. En plus de l'arsenal législatif et juridique on note aussi la politique du laissé faire qui consiste à ne pas interférer dans l'évolution de la mer afin de ne pas gêner son équilibre. Cette option consiste à ne pas apporter du stress sur les littoraux fragiles. Elle est applicable si auparavant il n'y avait pas d'action anthropique bouleversant le régime hydro-sédimentaire des côtes. Ce qui n'est pas le cas dans l'arrondissement de Enagnon soumise aux effets néfastes de la jetée du port et des travaux confortatifs de ce même port en 2010. Une autre option d'adaptation consiste en l'utilisation des ouvrages de défense contre la Mer tels que la batterie de 7 épis installées à l'Est du chenal de Cotonou (Figure 13) par la société Canadienne NORDA STELO permettant de stopper le problème d'érosion à un endroit mais qui a l'inconvénient de translater et empirer la situation en aval de ces ouvrages.



Figure 13 : Batterie d'épis de protection, installés à l'Est de Cotonou,

Source : www.afg.quebec/grand-prix/2016/International , consulté en Aout 2018

La dernière option d'adaptation est la mise en place des solutions douces à l'instar de ce qui est appliquée dans la zone de Enagnon depuis 2017 et qui consiste à utiliser de sable de mer pour engraisser les côtes et de planter des arbres adaptés capable de protéger le littoral. Dans la typologie des mesures douces d'adaptation pour ce type de littoraux (sableux) on note la sensibilisation au niveau des parties prenantes dans la gestion de la lutte contre l'érosion côtière et l'inondation par les médias. Cette option vise à réduire la vulnérabilité des systèmes naturels et humains contre les effets (présents et attendus) des changements climatiques (Amoussou, 2018). La communication étant le pivot des stratégies d'adaptation qui ne seront véritablement pertinentes et efficaces que si elles permettent d'activer de manière coordonnée la gouvernance active, l'expertise, l'expérimentation locales, l'évolution des

normes, la mobilisation cohérente de toutes les parties prenantes, etc. L'implication des jeunes défavorisés du milieu dans la mise en œuvre de ces options d'adoption en particulier leur reconversion ou leur emploi dans l'aménagement, l'entretien des berges et la communication est une proposition intéressante. En effet les focus groupes organisés avec les jeunes de Enagnon, révèle que 80% des jeunes enquêtés sont favorables à une reconversion et ou à un emploi par des ONG ou l'État dans l'aménagement et la préservation de cette partie du littoral. Dans le cadre de sécurité humaine, il faut prévoir la création d'un marché auto géré en produits vivriers de première nécessité à moindre coût surtout en période d'inondation ou de submersion marine. De plus il faut intégrer les changements climatiques dans les projets de développement par le biais d'une planification adéquate. Par ailleurs il faudra créer des synergies entre atténuation et adaptation en promouvant l'agriculture intelligente qui permet la réduction de l'émission des gaz à effet de serre et aussi l'utilisation de l'énergie solaire et des motocyclique à quatre temps qui consomment moins de carburant donc plus économique et plus écologique.

4. DISCUSSION

Ces résultats sont en phase avec ceux d'André et al., 2002 qui constatent également une forte érosion dans cette portion du littoral entre 1986 et 1996, puis une tendance à l'engraissement à partir de 1996. Les résultats cartographiques du littoral béninois à l'échelle de 1/100000 pour montrer l'évolution spatio-temporelle des côtes béninoises depuis un plus de 20 ans sont conformes à ceux de Faye,2010 qui montrent par la cartographie détaillée de plusieurs zones sur une échelle de 1/10 000 les facteurs de la dynamique du trait de côte entre la Mauritanie et la Guinée Bissau en passant par le Sénégal depuis 1960. Pour Faye,2010 les côtes du golfe de Guinée sont de plus en plus soumises à l'érosion du littoral, qu'on pourrait expliquer par la combinaison des facteurs naturels et anthropiques. Cependant des erreurs de précision sont notés dans le tracé actuel du trait de côte liés à l'imprécision des documents de références réalisés au 1/20 000 et 1/10 000. Ces résultats sont aussi en accord avec ceux de la banque mondiale (Banque Mondiale, 2017) qui dans le rapport plan d'investissement multisectoriel pour l'adaptation aux risques côtiers face aux changements climatiques au Bénin a démontré que la zone d'étude est un hot qui doit être sauvegardé par un rechargement de 800 000 m³ de sable pour restaurer cette partie du littorale. Ces résultats converge avec ceux du rapport national sur l'environnement marin et côtier du Bénin (CEDA, 2007) qui soutient que la zone côtière du Bénin représente le moteur du développement socio-économique de ce pays au regard de la diversité et de l'intensité des activités qui s'y mènent mais que malheureusement, les différentes composantes environnementales de cette portion territoriale sont en proie à des menaces d'origines naturelles et anthropiques qui risquent de compromettre la durabilité de sa gestion si rien n'est fait. Des études effectuées par Degbe et al, 2017 du 30 avril au 09 septembre 2011 ont montré un recul du trait de côte de $-10 \pm 0,3$ m, avec un important départ de sédiments de $-10181,25$ m³, ce qui est en phase avec nos résultats. De même Ozer et al, 2015

ont démontré que les littoraux béninois et togolais (soit 174 km de long) connaissent une accumulation 14% et que les zones en accumulation se trouvent exclusivement en amont (à l'ouest) des ports en eau profonde de Lomé sur une distance de huit kilomètres et de Cotonou sur une distance de onze kilomètres. Ozer et al a montré aussi démontré que 52% de ses littoraux subissent un processus érosif pouvant être très important avec des reculs moyens pouvant dépasser les 10 m/an pour plusieurs sections dont l'Est du chenal de Cotonou.

5. CONCLUSION

L'étude de la dynamique du trait de côte béninois à l'Est du Chenal de Cotonou montre que celui-ci est sujet à l'érosion côtière, phénomène environnemental rendant fragile plusieurs portions des côtes Ouest Africaine tant à cause des forçages naturels que anthropiques. L'analyse cartographique à partir des images SPOT permet de mieux percevoir le problème crucial de l'érosion dans cette zone. Les enquêtes socio-économiques ont montré une prise en compte insuffisante des parties prenantes dans la gestion de cette problématique. Les limites méthodologiques sont la présence de nuages qui ont empêché un choix plus important d'images entre 1986 et 2015 et l'absence d'image SPOT de l'année 2018. La gestion de cette zone fait de plus en plus partie des préoccupations des autorités politiques mais il est souhaitable qu'ils renforcent encore plus les actions durables permettant la réduction des risques côtiers en associant les communautés locales.

BIBLIOGRAPHIE

Akinocho A., 2019. Chiffres effrayants de la dégradation de la zone côtière : Les cas du Bénin, Togo, Cote d'ivoire et Sénégal, Agence ECOFIN .Site Web:www.agenceecofin.net

ABE, 1999. Livre Blanc de l'Agence Béninoise de l'Environnement, Inventaire et diagnostic pour la préparation du schéma directeur d'aménagement dulittoral, Ministère de l'Environnement de l'Habitat et de l'Urbanisme, Cotonou , Bénin 290 p.

Abe J., 2005. Contribution à la connaissance de la morphologie et de la dynamiquesédimentaire du littoral ivoirien (Cas du littoral d'Abidjan), Essais de modélisation envue d'une gestion. Thèse de Doctorat , Université de Cocody-Abidjan 345 p.

Abdoul R. M. Y. et al., 2018.Étalement de la ville de Parakou au Bénin : approche cartographique .Mélanges issue du colloque « La géographie au service du développement durable » Université d'Abomey - Calavi 14 p

Adam K., 1988. L'évolution géomorphologique de la plaine côtière dans le Golfe du Bénin. Cahiers géologiques N°III, Université P.M. Curie, 75005 Paris pp935-943

- Adopo K et al., 1998. Situation de l'érosion côtière au sud-est de la Côte d'Ivoire, entre Abidjan et Assinie, *Revue, Ivoire, Science, Technologie*, 24 (2014) 223 - 237
- Agbo E., et al., 2012. Contraintes environnementales et urbanisation dans la Commune de Grand-Popo au Bénin, *Mémoire de Maîtrise de Géographie, UAC*, 97p.
- Agonvy A., 2015. Aspects biophysique de la vulnérabilité de la zone côtière Béninoise face aux changements climatiques, *Mémoire de Maitrise de Géographie Physique, UAC-Cotonou* 100 p
- Adjoussi P., 2001. Impact du prélèvement du sable marin sur l'évolution du trait de côte à YOFF: Essai d'étude de vulnérabilité, *Mémoire de DEA, Université Cheick Anta Diop, Dakar*, 106 p.
- Akomagni L., 2006. *Monographie de Cotonou* 47 p.
- Amoussou E., 2010. Variabilité pluviométrique et dynamique hydro-sédimentaire du bassin-versant du complexe fluvio-lagunaire Mono-Ahémé-Couffo (Afrique de l'Ouest). *Thèse de Doctorat, Université de Bourgogne, France*, 313 p.
- Amoussou Y., 2018. Cartographie de la dynamique du trait de côte sur le littoral de Bénin, *UAC-Cotonou Bénin* 94 p.
- Assogba L., 2018. Etude de la dynamique du trait de côte et des stratégies de gestion du risque d'érosion côtière : cas de Cotonou au Bénin de 1955 à 2018 42 p.
- Banque Mondiale., 2017. *Africa Pulse* 116 p.
- Banque Mondiale., 2017. Plan d'investissement multisectoriel pour l'adaptation aux risques côtiers face aux changements climatiques au Bénin 119 p.
- Bio Djara M., 2018. Morphodynamique de la plage béninoise et impacts des aménagements côtiers sur la dynamique du trait de côte dans la baie du Bénin 250 p.
- Boko Michel et al., 2012. *Les enjeux du changement climatique au Bénin*
- Bouabre G., 2013. Développement urbain et menace d'érosion côtière à Abidjan, *Revue European Scientific Journal* October 2013 edition vol.9, 17 p.
- Dagnelie P., 1998. *Statistique théorique et appliquée (Tome 2)*. De Boeck & Larcier, Paris-Bruxelles, 659 p.
- Degbe G., 2009. Géomorphologie et érosion côtière dans le golfe de Guinée, *Mémoire de Master, Université d'Abomey - Calavi*, 100p.
- Degbe G et al., 2017. Évolution du trait de côte du littoral béninois de 2011 à 2014, *Revue Science de la vie, de la terre et agronomie rev. Cames - vol.05 num.01. 2017 issn 2424-7235* pp. 21–28

Djagoua E. et al., 2016 . Cartographie de la dynamique du trait de côte à Grand-Lahou : Utilisation de l'outil « Digital shoreline analysis system (Dsas)» Revue European Scientific Journal December 2016 édition vol.12, pp 327-335

ENDA., 2011. Guide Méthodologique Pour L'Evaluation de la Vulnérabilité au Changement Climatique au Niveau Communautaire (Zones Côtières), Ministère de l'environnement et de la protection de la nature 52 p

Faye I., 2010. Dynamique du trait de côte sur les littoraux sableux de la Mauritanie la Guinée-Bissau (Afrique de l'Ouest) : Approches régionale et locale par photo-interprétation, traitement d'images et analyse de cartes anciennes . Thèse de Doctorat, Université de Bretagne, France . 321 p

Hélène F. et al., 2006. Cartographie de l'évolution et des risques du littoral liés au changement climatique, 48 p

Houessou Y., 2015. Impact socio-économiques de l'érosion côtière dans la commune de Grand-popo. Mémoire de Maîtrise de Géographie, UAC, 100 p

Hauhouot C., 2000. Analyse et Cartographie de la Dynamique du Littoral et des Risques "naturels" côtiers en Côte d'Ivoire . Thèse de Doctorat en géographie, Université De Nantes-France. 309 p

Hubert H., 1908. Mission scientifique au Dahomey, Paris, E. Larose, 288 p

Laïbi R., 2011. Dynamique actuelle d'une embouchure fluviale estuarienne à flèchesableuse : la bouche du Roy, Bénin, Golfe de Guinée. Résumé de la thèse de Doctorat, UAC, 10 p

Matalone Bet Ghiglione R., 1978. Enquêtes Sociologiques-Théories et Pratiques, 301 p.

MEPN ., 2008. Programme d'action national d'adaptation aux Changements climatiques. Cotonou 81 p.

OMM et PNUE ., 2002. Bilan des changements climatiques 2001. Rapport de synthèse, 204 p.

ONU-Habitat., 2014. L'Etat des villes africaines, Réinventé la transition urbaine, 250 p.

Oyédé M., 1991. Dynamique sédimentaire actuelle et messages enregistrés dans les séquences quaternaires et néogènes du domaine margino-littoral du Bénin (Afrique de l'Ouest). Thèse de doctorat, 302 p. Université de Bourgogne, Dijon, France.

Paul N'da., 2002. Recherche et méthodologie en science sociales et humaines, Edition l'Harmattan, France 62 p.

Raoufou A., 1993. Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou et ses environs, Université Cheick Anta Diop, Dakar 164 p.

Catro A. et Durand J., 1998 . Les impacts de la dynamique hydrologique fluvio-marine sur la géomorphologie littorale sur l'embouchure du fleuve Mono au Bénin, Ecole Naval du Poulmic, France ; 49 p

Trystam P et Desrivières D., 1999. Evolution du trait de côte et impacts sur le littoral béninois, Ecole Naval du Poulmic, France ;48 p

PNUE ., 1985 .Erosion côtière en Afrique de Ouest et du Centre de Collaboration des Nations Unies et de UNESCO Paris 105 p.

Vissin E.,2007.Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du fleuve Niger. Thèse de Doctorat unique, Dijon, France, 285p.

Partie 6

Systeme de suivi et de surveillance des forêts et des terres

Suivi satellitaire de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation des terres dans la réserve de biosphère transfrontalière du Mono entre le Togo et le Bénin de 1986 à 2015

ADJONOU Kossi ^(1*), BINDAOUDOU Issa Abdou-Kérim ⁽²⁾, IDOHOU Rodrigue ⁽³⁾,
SALAKO Valère Kolawole ⁽³⁾, GLELE-KAKAI Romain ⁽³⁾, KOKOU Kouami ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Faculté des Sciences, Université de Lomé, Lomé, Togo

⁽²⁾ Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection (CURAT), Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽³⁾ Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Bénin

* Auteur correspondant : Kossi ADJONOU, kossiadjonou@hotmail.com

Résumé

La Réserve de biosphère transfrontalière de Mono située entre le Bénin et le Togo regorge d'importantes ressources végétales et animales associées à une diversité d'écosystèmes aux fonctions multiples. La réserve est confrontée à de nombreuses menaces qui exercent de fortes pressions sur les ressources naturelles et accentuent la dégradation et la fragmentation de l'habitat, l'érosion de la biodiversité et la réduction des services écosystémiques. La présente étude vise à établir la situation de référence en matière d'occupation du sol et analyser la dynamique spatiale des occupations du sol sur une période de 30 ans (1986-2015). Elle vise également à évaluer les trajectoires des différents changements intervenus au sein des unités d'occupation du sol dans cette zone où le changement d'affectation des sols a pris une ampleur sans précédent ces dernières décennies. L'analyse diachronique de la couverture végétale basée sur l'exploitation des images satellitaires Landsat (1986 et 2000) et Sentinel 2A (2015) couplées aux investigations de terrain, a montré un taux de régression des zones humides (23%), des savanes (16,06%) et de la forêt semi-décidue (7,60%). En revanche, les occupations telles que les mosaïques cultures/jachères, les agglomérations/sol nu et les plantations forestières indiquent une augmentation de leur superficie estimée respectivement à 128,64%, 93,94% et 45,23%. Il est à noter que le phénomène de dégradation des écosystèmes s'est accentué entre 2000 et 2015 avec une plus grande anthropisation des domaines forestiers et des savanes boisées et leur conversion en zones à faible couverture végétale. Malgré ces conversions changements observés, la réserve est restée largement couverte de végétation naturelle et possède encore un bon potentiel pour la conservation de la biodiversité.

Mots clés : Télédétection, images satellitaires, dynamique spatiale, statistiques environnementales, surveillance écologique, Togo, Bénin

Abstract

The Mono transboundary biosphere reserve located between Benin and Togo has significant plant and animal resources associated with diverse multi-function ecosystems. It faces many threats that put severe pressure on natural resources and accentuate habitat degradation and fragmentation, erosion of biodiversity and reduction of ecosystem services. The purpose of this study is to establish the baseline of land use and analyse the spatial dynamics of land use over a 30-year period (1986-2015). The study also aims to assess the trajectories of different changes within land use units in this area where land use change has increased to an unprecedented extent in recent decades. The diachronic analysis of land cover based on satellites images analysis (1986, 2000 and 2015) coupled with field investigations, showed a regression rate for wetlands (23%), savannas (16.06%) and the semi-deciduous forest (7.60%). In contrary, occupations such as mosaic crops/fallow land, urban agglomerations/bare soil and plantation point to an increase in their area estimated at respectively 128.64%, 93.94% and 45.23%. It noted that the phenomenon of ecosystem degradation became much more pronounced over the period from 2000 to 2015 with a greater anthropization of forest domains and wooded savannas and their conversion into areas of low vegetation cover. Despite these changes and conversions observed, the reserve remained largely covered with natural vegetation and still has good potential for the conservation of biodiversity.

Keywords : Remote sensing, satellite images, spatial dynamics, environmental statistics, ecological monitoring, Togo, Benin

1. INTRODUCTION

Les conversions de la couverture végétale et les modifications dans les formes d'utilisation des terres ont été identifiées comme les facteurs majeurs des changements environnementaux à l'échelle mondiale (Minta et al., 2018 ; Zougrana et al., 2018 ; Camacho et Pérez-Barachona, 2015). Ces conversions notamment le changement des domaines forestiers et/ou boisés en terres agricoles, sont généralement associés à des effets négatifs sur le climat, les réserves de carbone terrestres, la perte de la biodiversité (Sibanda et al., 2016; Sibanda et al., 2016 ; Dube et Mutanga, 2015 ; Muriuki et al., 2011). Elles entraînent également la fragmentation des habitats fauniques et une perturbation de l'écologie et des processus hydrologiques (Liu et al., 2008). Dans d'autres cas, les conversions ont entraîné une augmentation de l'érosion des sols, des températures à la surface des terres, une diminution des taux d'évaporation et des précipitations, ainsi qu'une modification des régimes de pluviométriques (Bounoua et al., 2002).

Ces observations sont d'autant plus vérifiées dans les zones à forte densité humaine et marquées par des conditions climatiques assez contrastées et une forte demande en terres cultivables. Ces caractéristiques correspondent à celles de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du Mono (RBTM) située dans le couloir de Dahomey à la frontière sud entre le Bénin et le Togo. Cette zone regorge d'importantes ressources végétales et animales associées à une diversité d'écosystèmes aux fonctions multiples (Adjonou et al., 2017 ; Kokou et Sokpon, 2006). Ces écosystèmes constituent des habitats uniques dans la région fortement anthropisée et constituent de nos jours les derniers refuges pour la faune sauvage très diversifiée en zone Guinéo-Congolaise. Ils abritent les espèces telles que l'hippopotame, le buffle, les petites antilopes, les singes, les reptiles menacées de disparition, le singe à ventre rouge (*Cercopithecus erythrogaster erythrogaster Gray*) qui est un primate endémique du Couloir sec de Dahomey (Agbessi et al., 2017; Houngbédji, 2012).

Cependant, plusieurs facteurs menacent la diversité biologique au sein et autour de cette réserve. Il s'agit notamment de l'exploitation anarchique des ressources, la fragmentation des habitats, la pollution et les modifications des paramètres climatiques (Kpedenou et al., 2016). Tout ceci induit de fortes pressions sur la dynamique de l'occupation du sol et de l'utilisation des terres. La prise en compte et la maîtrise de tous ces facteurs permettront la conservation efficace des écosystèmes et la biodiversité associée. Malheureusement, les écosystèmes et leur dynamique de même que les habitats et les formes d'occupations du sol dans la zone sont actuellement peu documentés (Bouko et al., 2007). Par ailleurs, aucune situation de référence en termes d'occupation du sol de la réserve fondée sur des bases scientifiques n'est actuellement disponible. Ces informations sont pourtant nécessaires afin d'assurer une gestion durable des écosystèmes et la biodiversité associée.

Dans ce paysage qui subit des conversions des formes d'occupation de sol, il est nécessaire d'étudier la nature, l'étendue et la structure de ces conversions. Cela permet d'évaluer les changements qui en résultent dans le couvert forestier, d'en déduire les conséquences, afin d'élaborer des stratégies durables

de conservation de la biodiversité. La dynamique de l'occupation et l'utilisation du sol constitue un intrant essentiel pour mettre en place une base de données environnementales fiables nécessaire pour des applications allant de la production de statistiques environnementales, du suivi de la couverture forestière, de l'identification des sites de conservation de la biodiversité, l'évaluation de l'indice de dégradation des terres et la modélisation de leur dynamique spatiale pour des projections des années futures (Padonou et al., 2017; Oloukoi et al., 2006 ; Bouko et al., 2007).

Dans cet article, le traitement des données satellitaires couplées aux investigations de terrain, a permis d'établir la situation de référence en termes d'occupation de sol, d'analyser ensuite leur dynamique spatio-temporelle sur une période de 30 ans (1986 à 2015). Les principaux résultats portent sur l'identification des trajectoires des changements opérés au sein des unités d'occupations des terres surtout dans cette zone de la réserve où le changement d'occupation du sol a pris une ampleur sans précédent au cours des décennies récentes.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Zone d'étude

La Réserve de Biosphère Transfrontalière du Mono (RBTM) est située à la frontière sud entre le Bénin et le Togo. Elle est localisée entre 6° 8' 52.8" et 7° 3' 41.8" de latitude Nord et entre 1° 24' 18.2" et 1° 30' 0.0" de longitude Est (Figure 1). Elle couvre une superficie totale de 3457,22 km² (GIZ, 2016). La réserve est située dans le couloir sec dahoméen qui sépare la ceinture des forêts denses humides ouest africaines en deux blocs: les blocs forestiers guinéens (occidental) et congolais (oriental). Cette discontinuité est caractérisée par des mosaïques de forêts denses semi-décidues, des savanes guinéennes, des prairies marécageuses, des marais, des mangroves et des plans d'eau et des mosaïques de champs et jachères. La zone est marquée par une forte densité de la population estimée entre 300 à 350 habitant/km² (426 hab./km² pour l'ensemble de la région Maritime) et les pratiques agricoles généralement adoptées par les populations conduisent les paysans à exploiter les terres forestières plus fertiles et les terres marginales des zones humides (Adjonou et al., 2013).

Selon le système de la classification du climat de Köppen-Gieger, la zone de la réserve se retrouve dans la zone tropicale humide caractérisée par la succession annuelle de quatre saisons dont deux sèches s'étalant de novembre à mars et de juillet à septembre, et, deux pluvieuses allant de mars à juillet et de septembre à novembre. La pluviométrie varie entre 850 mm et 1250 mm par an avec des hauteurs moyennes mensuelles maximales de pluies autour de 222,57 mm pendant la grande saison et de 88,30 mm pour la petite saison (octobre). La température maximale moyenne est de 31,25°C entre décembre et avril, et la minimale de 28°C entre juillet-septembre.

2.2. Démarches méthodologiques

2.2.1. Sources de données utilisées

Deux sources de données ont été utilisées pour établir la situation de référence de la RBTM et l'analyse de la dynamique des unités d'occupation de sol. Il s'agit notamment de deux images satellitaires Landsat (TM de 1986 et ETM+ de 2000) et une image satellitaire Sentinel 2A de 2015 (année 2015 considérée comme année de référence). Les scènes ont été choisies en saison sèche où la couverture nuageuse est réduite au maximum à cause des variations de phase phénologique de la végétation (Clerici et al., 2007). Des données cartographiques constituées d'une couche numérique géoréférencée du Togo et du Bénin comprenant essentiellement les réseaux routiers et les entités administratives et les localités dans les deux pays ont également été utilisées. Les données GPS issues du terrain et Google Earth Pro ont été aussi utilisées pour compléter les informations.

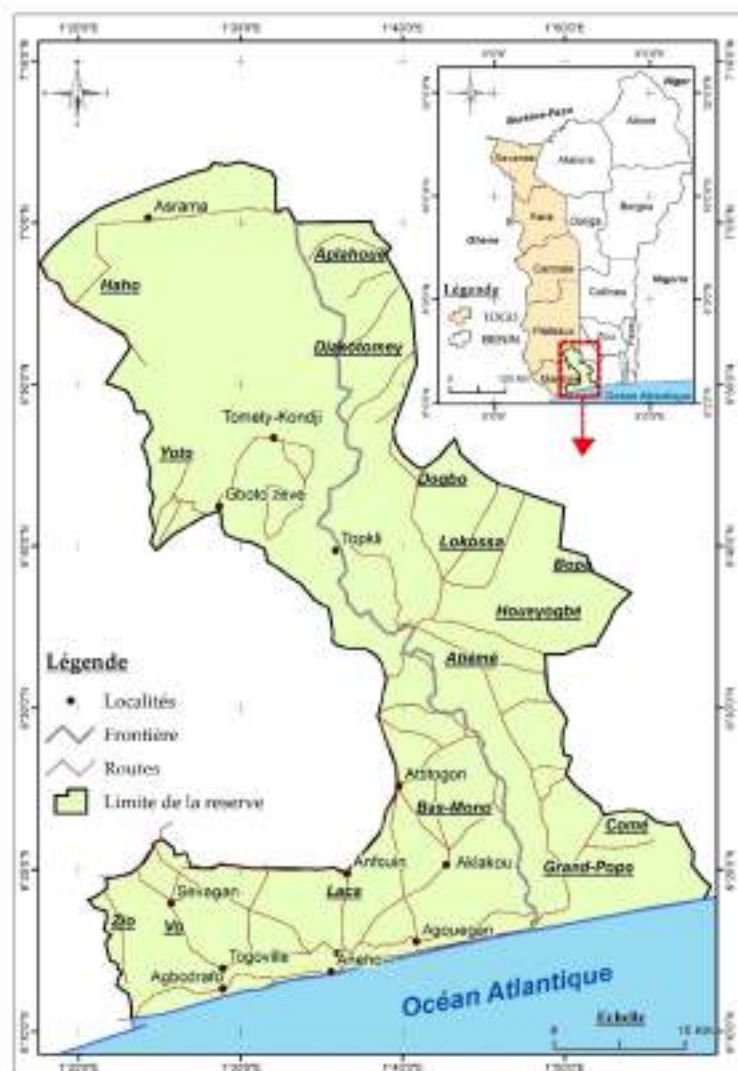


Figure 1 : Localisation de la réserve de biosphère transfrontalière du Mono (Source: GIZ, 2016)

2.2.2. Analyses et traitements des données

a) Traitements des images satellitaires

Plusieurs étapes ont été observées pour le traitement des images satellitaires (Figure 2):

- **Prétraitement des images :** elle a consisté tout d'abord à la correction radiométrique des images Landsat TM, ETM+ et Sentinel 2A afin de corriger les éventuels biais atmosphériques et de passer de valeur de pixel en compte numérique en valeur de réflectance. Cette opération est complétée par le mosaïquage des deux scènes d'images Sentinel 2A afin d'obtenir une seule scène pouvant permettre d'extraire plus facilement la zone d'étude ;
- **Composition colorée :** au terme de plusieurs combinaisons, la composition colorée TM et ETM+ des bandes 4-5-7 a été choisie pour les images TM et ETM+ et les bandes 4-3-2 pour l'image Sentinel 2A, car elle présente les meilleures discriminations des types d'occupation du sol (Sarr, 2009). Cette opération est complétée par le choix des sites d'entraînement. Ceci a consisté à identifier et délimiter une centaine de parcelles représentant tous les types d'occupation du sol sur les compositions colorées TM et ETM+ et de l'image Sentinel 2A. Ces sites ont été choisis en fonction de leur répartition spatiale ;
- **Classification et évaluation :** elle a consisté à la transformation des images sous forme de carte thématique. Elle est basée sur les propriétés spectrales pour rassembler les différents objets de l'image en classes thématiques. Pour ce faire, la classification supervisée a été adoptée (en raison d'une bonne connaissance de la zone d'étude) avec l'algorithme maximum de vraisemblance qui a été utilisée pour les images de 1986, 2000 et 2015 à partir de la composition colorée choisie à cet effet. Enfin, la précision des classifications obtenues a été évaluée à travers l'utilisation d'une matrice de confusion ou tableau de contingence provenant des relevés de données de vérité terrain (collectées à l'aide de GPS) et représentatifs de chaque classe d'occupation du sol préalablement définies ;
- **Validation de la classification :** deux indices de validation de la classification ont été calculés; il s'agit notamment de la **précision globale** (caractérise la proportion de pixels bien classés, calculé en pourcentage) et l'**indice de Kappa** (caractérise le rapport entre les pixels bien classés et le total des pixels sondés) (Skupinski et al., 2009). En plus de ces indices, les données de vérité terrain ont également servi à la validation.

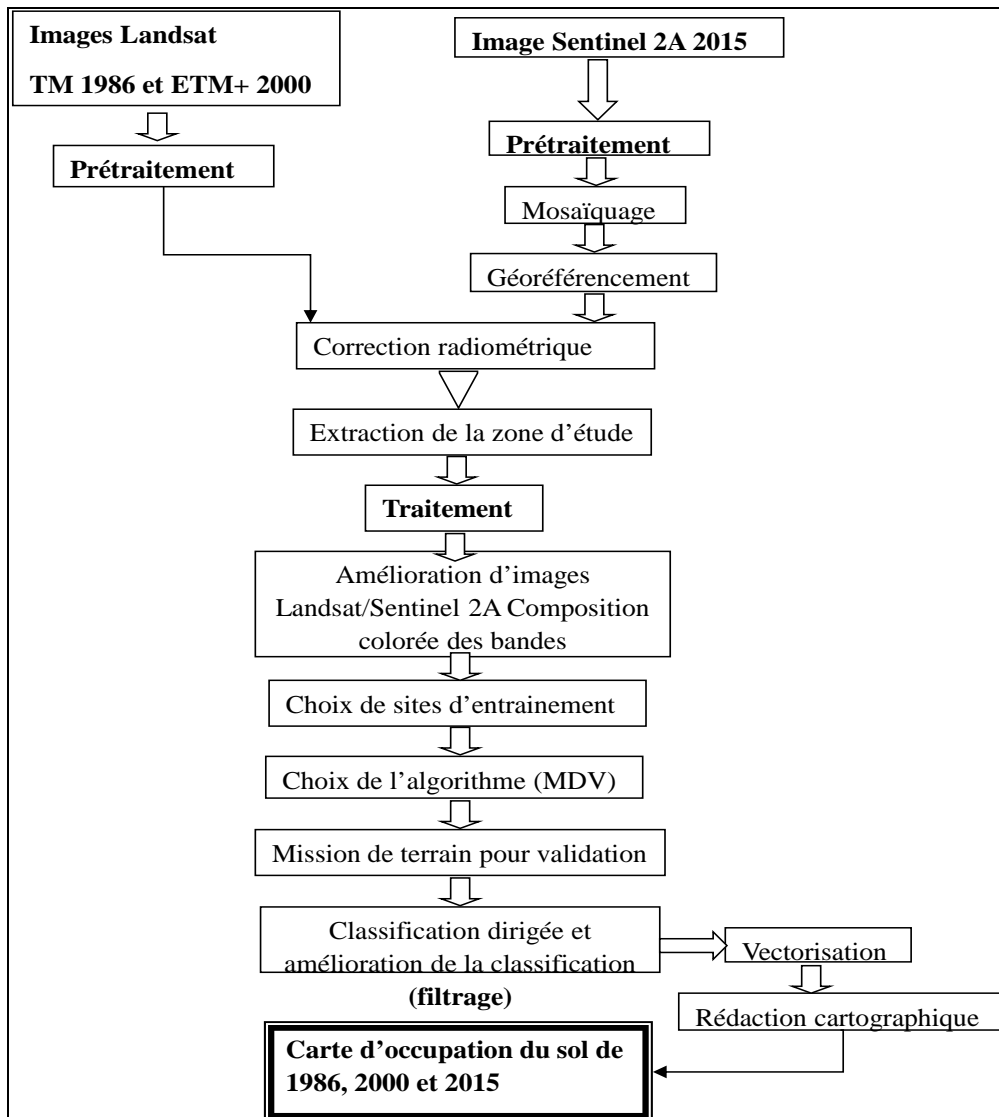


Figure 2 : Synthèse de la méthodologie utilisée pour l'évaluation de la dynamique de l'occupation du sol dans la RBTM

b) Analyse de la dynamique de l'occupation et de l'utilisation du sol

Afin de caractériser au mieux la dynamique de l'occupation et de l'utilisation du sol et les modalités de transitions entre les différentes classes thématiques d'une année à l'autre, une analyse quantitative a été effectuée. A travers une comparaison post-classification, l'analyse quantitative des changements survenus sur toute la période d'étude a été réalisée afin d'identifier les différentes modifications intervenues au niveau des classes d'occupation et d'utilisation du sol. Elle produit une matrice de détection des changements issue de la comparaison entre les pixels des classifications entre deux dates (Girard et Girard, 1999). Cette analyse se fait par le calcul du taux de changement (Tc) couramment utilisé dans les études sur le changement d'occupation du sol (Achard et al., 2002; FAO, 1996).

Ce taux de changement s'évalue à partir de la formule suivante :

$$Tc = \left[\left(\frac{S2}{S1} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100$$

où: **Tc** = taux de changement (%); **S1** = superficie de la classe à la date t1; **S2** = superficie de la classe à la date t2 (t2 > t1) et **t** = nombre d'années entre les deux dates).

Les valeurs positives indiquent une « progression » et les valeurs négatives, une « régression ». Les valeurs proches de zéro indiquent que la classe est relativement « stable ».

Le taux annuel moyen de dégradation de la forêt (Kamungandu, 2009) est évalué à partir de la formule

$$TAD = \left(\frac{S2}{S1} \right) / t \times 100$$

où: **TAD** = taux annuel moyen de dégradation (%); **S2** = Superficie totale de forêt perdue; **S1** = Superficie initiale de forêt et **t** = nombre d'années entre les deux dates).

L'élaboration de la matrice de transition a permis de mettre en évidence de façon condensée les différentes formes de conversion subies par les unités d'occupation de sol entre deux dates t1 et t2, et décrire les changements intervenus (Schlaepfer, 2002). Elle est obtenue par le croisement des cartes d'occupation du sol de 1986, 2000 et 2015, rendu possible par l'algorithme « *Intersect polygons* » de l'extension *Geoprocessing* sous ArcGIS 10.0.

L'analyse de l'évolution des trajectoires des changements intervenus au niveau des unités d'occupation du sol est fondée sur trois principaux cas de figure. Il s'agit notamment des « modifications » et des « conversions » de ces unités qui s'opposent aux situations « sans changement ». Par « modification » il faut comprendre les changements intervenus à l'intérieur d'une même catégorie d'occupation du sol comme par exemple savane arbustive qui devient steppe arbustive ou vice versa. Tandis que la « conversion », est le passage d'une catégorie à une autre comme par exemple les terres forestières qui deviennent des surfaces cultivées. Le terme « sans changement » se rapporte à l'ensemble des classes qui sont restées dans la même classe entre les deux dates de l'étude, c'est-à-dire n'ayant été affectées par les conversions.

3. RESULTATS

3.1. Situation de référence des occupations des terres en 2015

Les résultats de traitements de l'image satellite Sentinel 2A de l'année 2015 pour établir la situation de référence de la réserve de biosphère transfrontalière du Mono (RBTM) sont obtenus avec une précision globale de 89,84% et un indice de Kappa évalué à 0,88. Ainsi, six principales unités d'occupation de sol sont définies. Il s'agit notamment de (Tableau 1 et Figure 3) :

- **Formations forestières fermées** : elles sont composées des forêts denses semi-décidues, des forêts denses sèches des forêts claires et des galeries forestières et occupent une superficie totale de 6 835 ha (1,98%) ; ces formations se présentent sous forme de fragments d'îlots forestiers dispersés dans la réserve et les plus importants fragments en terme de superficie sont observés dans le complexe d'aires protégées de Togodo au Togo ; les galeries forestières identifiées apparaissent parfois très denses mais de très faible largeur de part et d'autre des cours d'eau notamment les galeries le long du fleuve Mono et les autres formations ripisylves sur les rives des autres cours d'eau ;
- **Savanes sur terre ferme** : il s'agit des savanes boisées/arborées et arbustives qui sont localisées au Nord-ouest de la réserve et dont une grande proportion est encore relativement bien conservée dans le complexe d'aires protégées de Togodo au Togo. Elles occupent une superficie totale de 58 919 ha soit 17,0% de toute la réserve ;
- **Mosaïques de cultures/jachères** : elles se composent des zones de cultures vivrières et des domaines préalablement cultivés et abandonnés ou envahis par des essences exogènes; ces mosaïques de cultures/jachères se retrouvent un peu partout dans toute la zone et occupent une superficie totale évaluée à 89 848 ha représentant 25,99% de toute la réserve ;
- **Zones humides** : ces zones humides regroupent les mangroves, les savanes inondables à *Mitragyna inermis*, les prairies marécageuses et les plans d'eau. Elles sont situées au Togo dans les dépressions inondables de la Lama, du Mono, du Haho, du Zio et au Bénin dans les dépressions du Mono, de l'Ouémé, le Couffo et le Zou. Les zones humides et les formations végétales associées sont essentiellement localisées dans leur grande majorité dans la moitié sud de la réserve et occupent une superficie totale de 155 944 ha soit 45,11% de toute la réserve. Au sein de ces zones humides, les mangroves qui constituent des écosystèmes particuliers occupent une superficie évaluée à 83 ha (soit 0,02%) de la superficie de la réserve);
- **Plantations** : il s'agit des plantations d'arbres forestiers à base de teck (*Tectona grandis*), *Khaya senegalensis* et *Eucalyptus* sp., les plantations de palmier à huile (*Elaeis guinensis*) et les plantations de cocotier (*Cocos nucifera*). L'ensemble de ces plantations occupe une superficie totale évaluée à 19 028 ha (5,50%) ; les plantations forestières sont constituées de parcelles de taille variable (1 ha à quelques dizaines d'ha) et sont dispersées dans toute la zone de l'étude. En ce qui concerne les palmeraies, sa culture est très pratiquée dans ce milieu et elles occupent parfois de grandes superficies avoisinant parfois des centaines d'hectares à l'instar de la palmeraie industrielle

localisée aux environs de Lokossa au Bénin et les palmeraies dans la zone autour de Kouvé au Togo. Les cocoteraies se retrouvent surtout dans la partie sud de la réserve tout le long du littoral aussi bien du côté du Togo que du Bénin ;

- **Agglomérations et sols nus** : cette unité regroupe les villes et villages et les zones à très faible couverture végétale notamment les carrières (sables et graviers) et les affleurements rocheux. Les agglomérations urbaines qui constituent les milieux densément peuplés, sont beaucoup plus concentrées dans la partie sud de la réserve tout le long du littoral. Certaines grandes agglomérations se retrouvent également au centre de la réserve. Elles occupent une superficie totale de 15 148 ha soit 4,38% de toute la zone d'étude.

Tableau 1 : Occupations de sol dans la réserve de biosphère transfrontalière du Mono en 2015

Classe d'occupation de sol		Superficie (Ha)	Pourcentage (%)
Formations forestières fermées (forêt dense semi-décidue, forêt dense sèche, forêt claire et galerie forestière)		6 835	1,98
Savane sur terre ferme		58 919	17,04
Mosaïque de cultures/jachères		89 848	25,99
Zones humides	Savane inondable à <i>Mitragyna inermis</i>	105 233	30,44
	Prairie marécageuse	6 766	1,96
	Mangrove	83	0,02
	Plan d'eau	43 862	12,69
Plantations		19 028	5,50
Agglomération/Sol nu		15 148	4,38
Total		345 722	100

3.2. Dynamique spatio-temporelle des occupations de sol dans la réserve entre 1986 à 2015

L'évolution des unités d'occupation de sol dans la RBTM est établie au moyen de la superposition des cartes de trois différentes dates à savoir les années 1986, 2000 et 2015 ainsi que leurs statistiques respectives. Les informations obtenues à travers la superposition des cartes de trois différentes dates à savoir les années 1986, 2000 et 2015 ainsi que leurs statistiques respectives, indiquent que la zone a connu d'importantes modifications en termes d'occupation de sol sur la période de 30 ans (Tableau 2 et Figure 3) :

- Les formations forestières fermées et les savanes sur terre ferme ont connu entre 1986 à 2015 une régression de leurs superficies qui sont respectivement passées de 7 661 ha à 6 835 ha (représentant un taux de régression de 7,61%) et de 72 695 ha à 58 919 ha (soit une régression de 16,06%). Cette dynamique régressive observée au niveau de ces deux types d'occupation s'explique par les différentes formes de pressions anthropiques qu'ils subissent depuis ces dernières années.

- Les formations végétales composant les zones humides notamment les mangroves, les prairies marécageuses et les savanes inondables constituent les occupations de sol qui ont connu les plus forts taux de régression. Leurs superficies sont passées respectivement de 1 234 ha en 1986 à 83 ha en 2015 soit un taux de régression de 93% pour les écosystèmes de mangroves, de 63 149 ha en 1986 à 6 766 ha en 2015 soit une régression de 88,90% pour les prairies marécageuses et de 127 454 ha en 1986 à 105 233 ha en 2015 soit une régression de 14,49% pour les savanes inondables. Contrairement à cette dynamique de régression, les plans d'eau ont connu une évolution de leur occupation qui est passée de 11 217 ha à 43 862 ha soit une augmentation de 304,97% entre 1986 et 2015.
- Les occupations à faible couverture végétale (les plantations, les mosaïques de cultures/jachères, et les agglomérations/sol nu) ont connu une augmentation de leur superficie à des proportions variables. On peut déduire que la zone de la réserve connaît une anthropisation avec un accroissement des zones de culture de l'ordre de 128,64% et des agglomérations/sol nu de l'ordre de 94,93%. L'augmentation de la superficie des plantations dans la zone de la réserve sur la période de 30 ans (de 13 569 ha en 1986 à 19 028 ha soit 45,23%) est essentiellement liée aux différentes initiatives de reboisement réalisées par différents acteurs tels que les ONG/Associations et les services de l'environnement; mais, surtout, à l'engouement des populations de cette région pour la reconstitution du couvert végétal et à la nécessité de satisfaire les besoins en produits ligneux.

Tableau 2 : Variation des superficies des unités d'occupation de sol dans la réserve de biosphère transfrontalière du Mono entre 1986 et 2015

Classe d'occupation		Superficie en 1986 (Ha)	Superficie en 2015 (Ha)	Variation de superficies entre 1986 - 2015 (Ha)	Taux de changement entre 1986-2015 (%)
Formations forestières fermées		7 661	6 835	-826	-7,61
Savane sur terre ferme		72 695	58 919	-13 776	-16,06
Mosaïques de cultures/jachères		40 696	89 848	49 151	128,64
Zones humides	Savane inondable à <i>Mitragyna inermis</i>	127 454	105 233	-22 221	-14,49
	Prairie marécageuse	63 149	6 766	-56 383	-88,90
	Mangrove	1 234	83	-1 150	-93,00
	Plan d'eau	11 217	43 862	32 645	304,97
Plantations		13 569	19 028	5 459	45,23
Agglomération/Sol nu		8 048	15 148	7 101	94,93

3.3. Trajectoires des changements intervenus dans les occupations de sol entre 1986 et 2015

Le croisement de deux cartes d'occupations du sol de la RBTM notamment de 1986 et 2000 et de 2000 et 2015 donne une matrice qui traduit l'évolution de la trajectoire des différentes classes entre les deux dates considérées.

3.3.1. Changements intervenus entre 1986 et 2000

La matrice des changements montre que 4351,41 ha (56,80%) des superficies forestières (estimées à 7661 ha en 1986) n'ont pas subi de variation notable au cours de la période 1986 à 2002 (Tableau 3). Sur la superficie totale des formations forestières, environ 3 309,59 ha ont été converties en d'autres formes d'occupations de sol telles que les mosaïques de cultures et jachères (293,13 ha) et les agglomérations ou les sols nus (119,97 ha). Sur la même période considérée, il ressort des résultats que 86 373,36 ha de la superficie totale des zones humides sur 203 054 ha en 1986 (42,54%) sont restées sans changement majeure alors que 116 680,64 ha ont changé de catégories d'occupations. Les plantations forestières ont conservé 4801,14 ha (35,38%) du total de leurs superficies alors que 8 767,86 ha ont changé de catégories sur la période 1986 à 2000.

Globalement, comme le montrent les données de changements intervenus pour la période 1986 à 2000, il ressort que 49,26% de toute la réserve n'ont pas subi de changements majeurs, ce qui correspond à une superficie totale estimée à 170 293,86 ha sur une superficie totale de 345 722 ha de la réserve. Le reste soit 175 428,14 ha (50,74%), a subi des changements de catégories d'occupation. Les modifications sont surtout intervenues au sein des zones humides notamment entre les savanes inondables à *Mitragyna*, les prairies marécageuses et les plans d'eau. Les forts taux de changements sont intervenus au niveau des mangroves (86,9%), les formations forestières fermées (76,28%) et les plans d'eau (71,17%). Par contre, le plus faible taux de changements est observé au niveau des plantations forestières avec 1,47%.

3.3.2. Changements intervenus entre 2000 et 2015

La superposition des cartes d'occupation de sol de la période 2000 à 2015 indique que 3131,01 ha de formations forestières fermées sont restés sans changements majeurs alors qu'au niveau des savanes sur terres fermes, la superficie sans changements au cours de la même période est estimée à 20 812,59 ha. Pour ces formations, il est relevé qu'une importante superficie est convertie en agglomérations et sols nus (Tableau 4). Ainsi, 3 992,04 ha des formations forestières fermées et 20 897,55 ha des savanes sur terre ferme sont converties en zones habitées ou en zones dépourvues de végétation telles que les sols nus. De la même manière, au niveau de ces deux formes d'occupation de sol, une superficie totale évaluée à 7 526,43 ha est convertie en zones de cultures et de jachères.

En ce qui concerne les zones humides, il est relevé que 49 724,01 ha (contre 86 373,36 ha au cours de la période 1986 à 2000) sont conservés sans changements majeurs pour la période 2000 à 2015. La

tendance à l'urbanisation est également observée pour la même période avec environ une superficie totale de 14 242,59 ha convertie en zone habitée et en sol nu.

Pour la période 2000 à 2015, il est noté de façon globale que les plus forts taux de changements sont relevés respectivement au niveau des zones habitées et des sols nus (91,40%), les zones humides (dont 89,55 % pour les prairies marécageuses, 89,45% pour les savanes inondables à *Mitragyna* (86,09%)), les plantations (73,78 %) et les formations forestières fermées (72,49 %). Les plans d'eau sont considérés comme étant le type d'occupation de sol le moins affecté par des modifications et le taux de changement est évalué à 3,49% (Tableau 4).

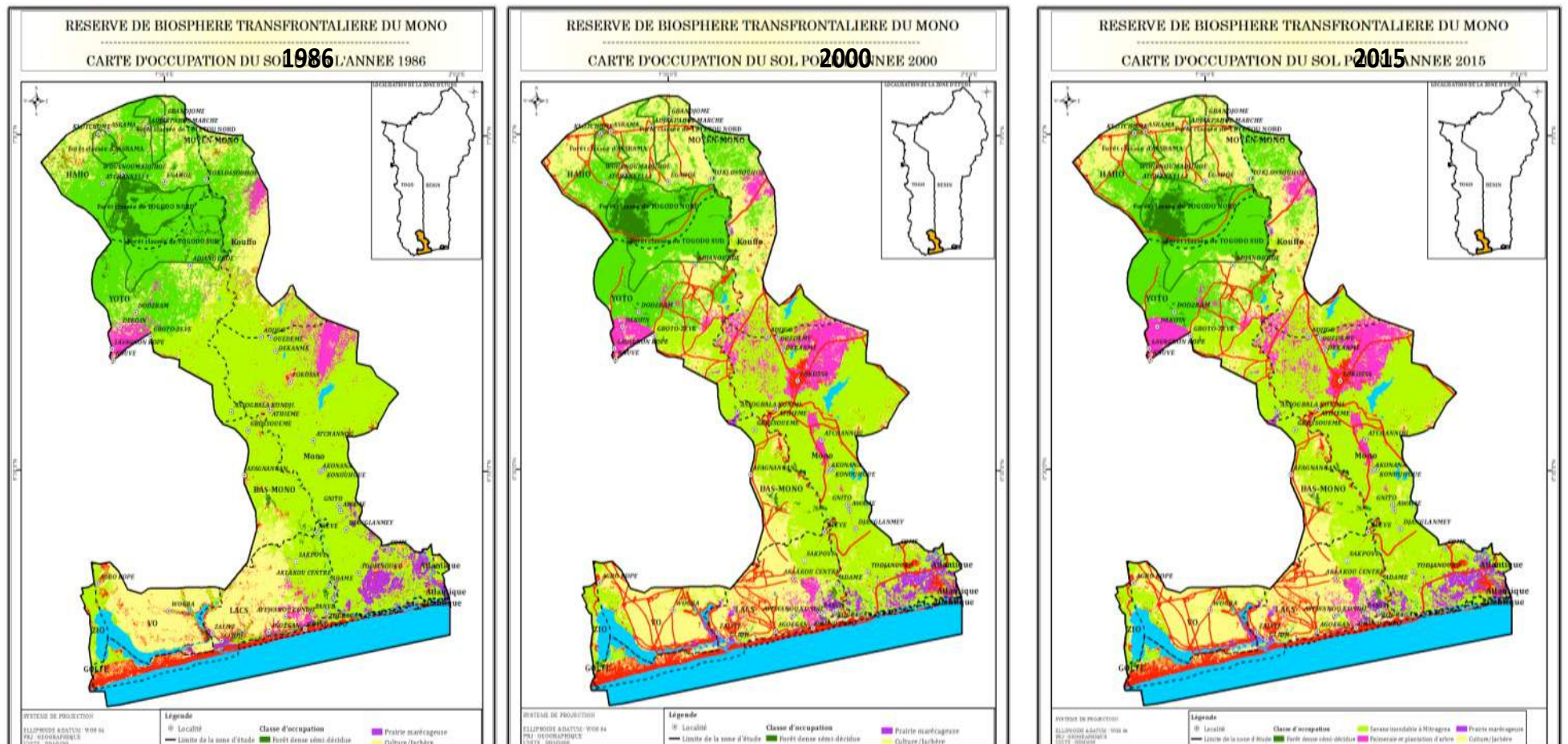


Figure 3 : Évolution des occupations de sol dans la réserve de biosphère transfrontalière du Mono de 1986 à 2015

Tableau 3 : Matrice de changements des occupations de sol de la RBTM de 1986 à 2000

2000 1986	Formation forestière fermée	Savane sur terre ferme	Mosaïque cultures/Jachères	Savane inondable à <i>Mitragyna</i>	Prairie marécageuse	Mangrove	Plan d'eau	Plantation	Agglomération/Sol nu
Formation forestière fermée	4351,41	762,21	293,13	4416,21	378,18	598,95	1,53	463,14	119,97
Savane sur terre ferme	3099,33	37075,95	7333,92	9052,02	5544,54	210,42	8,64	1132,29	1841,85
Mosaïque cultures/Jachères	1767,69	4108,59	28390,32	7802,28	908,1	95,76	2,07	3307,32	5591,52
Savane inondable à <i>Mitragyna</i>	3680,46	1384,11	2790,45	39273,93	1464,66	1201,86	305,64	4792,41	1081,35
Prairie marécageuse	809,01	3370,32	851,49	10028,07	6321,15	1179,54	36,27	16,29	1187,91
Mangrove	375,3	320,04	643,14	3205,62	503,37	656,64	5,94	230,85	428,13
Plan d'eau	67,86	0,45	11,25	979,38	301,41	24,57	40121,64	4,14	401,67
Plantation	1450,08	516,87	3431,34	9458,55	358,92	339,48	0,09	4801,14	878,94
Agglomération/Sol nu	2745,81	5942,61	11284,65	33738,21	2241,18	414,18	239,22	1902,87	9301,68
Total des classes (Km²)	18346,95	53481,15	55029,69	117954,27	18021,51	4721,4	40721,04	16650,45	20833,02
Changement dans les classes (Km²)	13995,54	16405,2	26639,37	78680,34	11700,36	4064,76	599,4	11849,31	11531,34
Taux de changement dans les classes (%)	76,28	30,68	48,41	66,70	64,92	86,09	71,17	1,47	55,35

Tableau 4 : Matrice de changements des occupations de sol de la RBTM de 2000 à 2015

2015 2000	Formation forestière fermée	Savane sur terre ferme	Mosaïque cultures/Jachères	Savane inondable à <i>Mitragyna</i>	Prairie Marécageuse	Mangrove	Plan d'eau	Plantation	Agglomération/Sol nu
Formation forestière fermée	3131,01	2940,39	228,15	3745,8	775,71	300,96	83,16	543,69	3992,04
Savane sur terre ferme	3686,13	20812,59	7298,28	21321	6690,06	2027,07	174,69	6010,11	20897,55
Mosaïque cultures/Jachères	457,02	10969,29	35503,2	5465,16	1989	928,62	25,11	6847,74	18413,91
Savane inondable à <i>Mitragyna</i>	1799,28	11491,65	3402,9	5903,19	7322,22	1457,01	457,47	1240,92	8051,13
Prairie Marécageuse	393,84	9608,04	256,68	1210,68	2486,88	162,18	248,13	31,23	695,07
Mangrove	1074,42	8335,53	2795,13	3187,17	3788,37	886,14	288,99	671,22	4914,90
Plan d'eau	17,73	47,79	20,07	668,61	165,96	27	40447,8	3,06	581,49
Plantation	769,5	584,37	1197,63	14104,17	46,71	403,29	6,93	5567,94	4432,59
Agglomération/Sol nu	55,8	509,31	1271,61	369,09	535,14	176,76	180,09	319,5	5831,73
Superficies totales des occupations de sol (Km²)	11384,73	65298,96	51973,65	55974,87	23800,05	6369,03	41912,37	21235,41	15765,92
Changement dans les classes d'occupation de sol (Km²)	8253,72	44486,37	16470,45	50071,68	21313,17	5482,89	1464,57	15667,47	61978,68
Taux de changement dans les occupations de sol (%)	72,49	68,13	31,69	89,45	89,55	86,09	3,49	73,78	91,40

4. DISCUSSION

L'analyse de l'occupation des sols et sa dynamique d'évolution impliquent une compréhension des processus biophysiques et anthropiques qui donnent des orientations sur les évolutions quantitatives et qualitatives des paysages de manière générale, et des ressources naturelles en particulier, incluant les couverts végétaux, l'eau et les sols (Davranche et Taïbi, 2015). Mais cette analyse implique également la compréhension et la mise en évidence des facteurs, à la fois naturels et anthropiques, qui causent ces processus. Ainsi, l'analyse de la dynamique de changement au niveau des unités d'occupations de sol dans la RBTM a fait ressortir les différents processus d'évolution intervenus au sein du paysage pendant la période 1986 - 2015. Ces changements concernent surtout la régression des formations naturelles telles que les formations forestières fermées et les savanes sur terre les mosaïques de cultures/jachères et les agglomérations/sol nu ont connu une augmentation de leur superficie (Figure 3).

Il est à relever que le phénomène de dégradation des formations naturelles s'est beaucoup plus accentué sur la période 2000 à 2015 avec une anthropisation plus accrue des domaines forestiers et des savanes sur terre ferme et leur conversion en zones de cultures, zones habitées/sols nus. Les facteurs les plus couramment cités comme ayant fortement contribué à la réduction des surfaces forestières et des savanes sont les pratiques agricoles, l'exploitation forestière et la production du charbon, les feux de végétation. Les manifestations de ces facteurs se font de plus en plus ressentir avec la croissance sans cesse galopante de la population de la zone, décuplant ainsi les besoins et augmentant les pressions (Adjonou et al., 2013).

Les conversions de la végétation naturelle en zones agricoles et non végétalisées, observées dans la zone de la RBTM sont courantes dans toute l'Afrique de l'Ouest et vont dans le sens des travaux précédents sur les changements de l'usage et de l'occupation des sols (Houessou et al., 2013; Ouedraogo et al., 2010). Cette tendance de la réduction de la couverture végétale naturelle dans la zone de l'Afrique de l'Ouest constitue une préoccupation environnementale urgente susceptible d'entraîner la dégradation des sols et des écosystèmes (Zoungrana et al., 2018). C'est pour répondre à ces préoccupations qu'au cours des dernières décennies, les sciences de la conservation intègrent de plus en plus les travaux sur les changements de l'usage et de l'occupation des sols en considérant encore souvent les changements d'occupation du sol comme des processus simples, réduits à la manifestation d'un passage irréversible d'un état à un autre (Mertens et Lambin, 2000).

Contrairement à la dynamique régressive au niveau des formations naturelles, l'augmentation de superficie des formations anthropophiles est essentiellement liée au déboisement des formations forestières et savaniques. L'augmentation la plus spectaculaire est observée au niveau des plans d'eau avec un taux estimé à 304,97 % représentant une augmentation de superficie de l'ordre de 32 645 ha (Figure 4). Cette augmentation de superficie des plans d'eau serait globalement liée aux phénomènes récurrents des inondations que connaît la zone depuis ces dernières années. La variabilité pluviométrique interannuelle serait donc la principale cause, car on peut avoir une augmentation des

superficies d'eau temporaire et des zones inondables en raison d'une année caractérisée par une bonne pluviométrie.

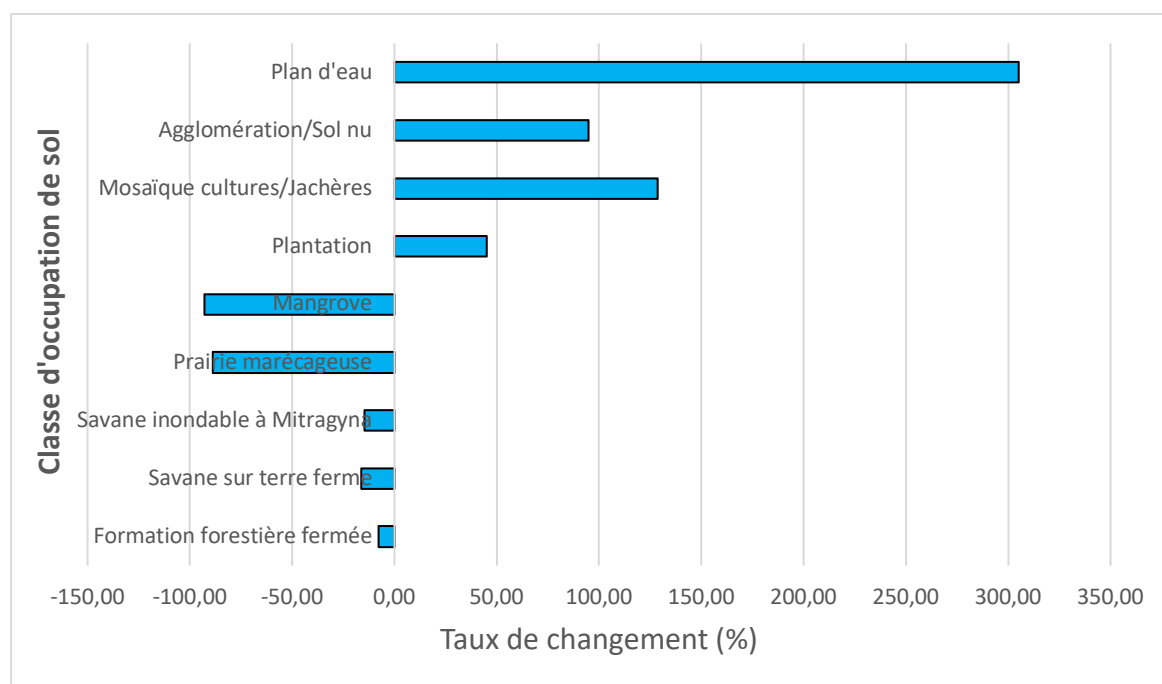


Figure 4 : Tendances d'évolution des occupations de sol dans la RBTM de 1986 à 2015

La dégradation du milieu traduite par la régression des formations naturelles est essentiellement liée au développement des activités socio-économiques (culture sur brûlis, exploitation du bois d'œuvre et de chauffage, exploitation minière etc.) dans un contexte de pression démographique (Pale, 2000). Plusieurs auteurs ont mis en cause la croissance démographique et certains modes d'exploitation comme étant responsables de dégradation des écosystèmes et des terres ayant pour conséquence la perturbation des équilibres écologiques (Atta et al., 2010 ; Sounon et al., 2007). C'est un phénomène particulièrement remarquable en Afrique subsaharienne où les fortes densités démographiques et la crise d'espace agricole conduisent les populations à la recherche de nouvelles terres (Abotchi, 2002). Ainsi, pour satisfaire aux besoins de plus en plus élevés en terres, les populations exploitent les terres forestières relativement plus fertiles encore disponibles au niveau des domaines protégés. Dans une étude similaire menée en Côte d'Ivoire, Kouassi (2014) affirme que la réduction des forêts peut aussi s'expliquer par le type d'agriculture pratiquée par les populations. L'auteur explique que dans des milieux marqués par une prédominance des activités agricoles et dans des conditions de recherche permanente de terres plus productives, les paysans abandonnent les parcelles en cultures après une ou deux années de cultures vivrières, pour coloniser de nouvelles terres forestières plus fertiles, laissant les premières en jachère afin de restaurer leur fertilité.

Bien que les changements d'utilisation et d'occupation des sols induisent dans la zone de la RBTM induisent des bénéfices sociaux et économiques à plusieurs niveaux surtout pour le bien-être de la population, il faut noter que leur développement est responsable de dégradations écologiques à différentes échelles spatiales. A cet effet, il a été démontré que les différentes phases du développement économique (agricole, industriel, etc.) affectent diverses composantes de la biodiversité à travers le temps. La phase agricole tend, par exemple, à éliminer la biodiversité des milieux très productifs, en préservant cependant les zones marginales (Davranche et Taïbi, 2015). Mais ces réservoirs de biodiversité sont maintenant menacés par les activités de loisirs ou par les espaces résidentiels qui se développent en milieu rural. De plus en plus, les changements d'usage des sols s'effectuent sur de larges territoires, au détriment de la biodiversité résiduelle. Cette dégradation se traduit généralement par la réduction de la fourniture des services écosystémiques. Une étude conduite dans la zone périphérique de la RBTM en 2016, identifie clairement que les populations perçoivent la baisse des services fournis par la réserve notamment dans les proportions suivantes : 64,4% pour le bois d'énergie, 54% pour le bois d'œuvre, 50% pour le bois de service et 44,4% pour la viande sauvage et 78,9% pour les produits agricoles (GIZ, 2016). Pour ces populations, les différentes proportions de baisse observées sont essentiellement liées au prélèvement abusif des ressources, à la pression démographique mais également les attribuent aux modifications liées aux conditions climatiques en particulier les longues périodes de sécheresse (GIZ, 2016).

Cependant, il faut observer que malgré les changements intervenus et les conversions observées au cours de la période de cette étude (1986 à 2015), la zone d'étude est restée en grande partie recouverte de végétation naturelle et dispose encore d'un bon potentiel pour la conservation de la biodiversité. La zone de la réserve regorge d'importantes ressources végétales et animales associées à une diversité d'écosystèmes aux fonctions multiples. Ainsi, les habitats naturels relativement mieux conservés sont constitués par les forêts semi-décidues, les savanes boisées et arborées, les savanes inondables et les écosystèmes associés, les mangroves, etc. dont certains sont encore retrouvés dans le complexe d'aires protégées de Togodo, dans les forêts communautaires (Akissa, Godjé-Godjin) et au niveau du système lagunaire le long du littoral au Sud-Est du Togo. La préservation de ces habitats permettra une conservation de la diversité biologique mais également le renforcement de la résilience des populations en face des effets néfastes des changements climatiques.

En effet, la création de la RBTM vise la protection et l'utilisation durable de la diversité biologique et des services écosystémiques dans le delta du Mono en contribuant au développement durable du Bénin et du Togo en général et à celui de leurs communautés locales en particulier. De ce fait, l'élaboration de la situation de référence en matière de l'occupation et de l'utilisation des sols fournira des données et des informations quantitatives (classes d'occupation/utilisation, estimations de la superficie) qui sont nécessaires pour bien décrire et établir un lien quantitatif entre les activités humaines, leurs répercussions sur l'environnement, et la dimension géographique (spatiale). Les informations

concernant l'évolution de l'occupation/utilisation des sols intégrant la dimension temporelle présentent donc un intérêt majeur pour les décideurs – qui évaluent les décisions touchant à l'utilisation des ressources naturelles – et pour la communauté scientifique – qui découvre les causes sous-jacentes et les conséquences des changements d'utilisation des terres sur la gestion des ressources naturelles de la réserve de biosphère transfrontalière du Mono.

5. CONCLUSION

La situation de référence de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du Mono en termes d'occupation du sol est établie sur des bases scientifiques fondées sur les traitements des images satellitaires (deux images Landsat des années 1986 et 2000 et de l'image Sentinel 2A de l'année 2015) couplées aux données d'investigation de terrain et d'autres sources d'informations géographiques. Les résultats de ces traitements ont permis une meilleure connaissance des formes d'occupations du sol, les écosystèmes, les habitats et la dynamique des changements intervenus. L'analyse de la dynamique de changements intervenus au niveau des unités d'occupations du sol de la RBTM a fait ressortir les différents processus d'évolution au sein du paysage pendant la période 1986 - 2015. Ces changements concernent surtout la régression des formations naturelles telles que les formations forestières fermées et les savanes sur terre ferme alors que les occupations de sol à faible couverture végétale (les mosaïques de cultures/jachères et les agglomérations/sols nus) ont connu une augmentation progressive de leur superficie.

Malgré les conversions observées et les changements intervenus au cours de la période de cette étude (1986 à 2015), la zone d'étude est restée en grande partie recouverte de végétation naturelle et dispose encore d'un bon potentiel pour la conservation de la biodiversité. La zone de la réserve regorge d'importantes ressources végétales et animales associées à une diversité d'écosystèmes aux fonctions multiples. La préservation de ces habitats permettra une conservation de la diversité biologique mais également le renforcement de la résilience des populations en face des effets néfastes des changements climatiques. Toutes les informations générées au cours de ce travail présentent un intérêt majeur pour les décideurs, les ONG et la communauté scientifique qui évaluent les décisions touchant à l'utilisation des ressources naturelles et constituent donc une base d'informations environnementales indispensables pour des applications allant de la planification de l'aménagement du territoire, du suivi de la couverture forestière et à la production de statistiques environnementales.

Remerciements

Les auteurs adressent leurs remerciements au Projet Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO) et le Projet Réserve de Biosphère transfrontalière du Delta du Mono entre le

Togo et le Bénin (ProMono) de la Coopération Allemande GIZ pour leurs appuis multiformes pour la réalisation des activités de cette étude.

Références bibliographiques

Abotchi T., 2002. Colonisation agricole et dynamique de l'espace rural au Togo: cas de la plaine septentrionale du Mono. *Revue du C.A.M.E.S. Sciences Sociales et Humaines. Série B. Vol. 4, 97-108.*

Achard F., Eva H. D., Stibig H. J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., Malingreau J. P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science, 297 (5583): 999-1002.*

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 (08) : 14549-14557*

Adjonou K., Kokutse A. D., Kokou K., 2013. Dynamique spatiale et diversité floristique de la Réserve de Faune de Togodo au Sud Est du Togo (Afrique de l'Ouest). *Scripta Botanica Belgica, 50: 63–72.*

Agbessi G. E., Ouedraogo M., Camara M., Segniagbeto H., Hounghbedji M. B., Kabre A. T., 2017. Distribution spatiale du singe à ventre rouge, *Cercopithecus erythrogaster erythrogaster* Gray et les menaces pesant sur sa conservation durable au Togo. *Int. J. Biol. Chem. Sci. 11(1): 157-173. ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631.*

Atta S., Achard F., Ould Mohamedou S. O. M., 2010. Evolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du Sud-Ouest du Niger. *Science & Nature, 7(2) : 119-129.*

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

Bounoua L. DeFries R., Collatz G. J., Sellers P., Khan H., 2002. Effects of Land Cover Conversion on Surface Climate. *Climatic Change, 52 (1): 29–64.*

Camacho C., Pérez-Barahona A., 2015. Land use change and the environment: a spatialdynamics approach. *Journal of Economic Dynamics and Control, 52 : 96-118.*

Clerici N., Bodini A., Eva H., Grégoire J-M., Dulieu D., Paolini C., 2007. Increased isolation of two Biosphere Reserves and surrounding protected areas (WAP ecological complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation, 15(1): 26-40.*

Davranche A., Taibi A. N., 2015. Les changements d'occupation et d'usage du sol, des processus multidimensionnels complexes qui affectent la biodiversité. In book: Mathevet R. et Godet L. Pour une géographie de la conservation. Biodiversités, natures et sociétés. Edition: L'harmattan, Chapitre 6.

Dube T., Mutanga O., 2015. Investigating the robustness of the Landsat-8 sensor derived texture parameters in estimating plantation forest species aboveground biomass in KwaZulu-Natal, South Africa. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 108: 12-32.

FAO, 1996. Forest resources assessment 1990 - Survey tropical forest cover studies of change processes. FAO Forestry Paper 130, Rome, Italie. <http://www.fao.org/docrep/007/w0015e/w0015e00.htm>.

Girard M. C., Girard C.M., 1999. Traitement des données de télédétection, Dunod, France, 529 p.

GIZ, 2016. Evaluation de la situation socio-économique, du cadre de gouvernance, du genre et de l'accès aux ressources dans les aires cibles de la RBT-DM. Rapport final, 144 p.

Houessou L. G., Teka O., Toko Imorou I., Lykke A. M., 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*, Vol. 3, No. 2; ISSN 1927-0488.

Hougbedji B. M., Djossa B. A., Adomou A. C., Dakpogan C., Sinsin B., Mensah G. A., 2012. Conservation Status of the Redbellied Guenon (*Cercopithecus erythrogaster erythrogaster*) in the West Dahomey Gap in Southwestern Benin and the Adjacent Togodo Forest Reserve, South Togo. *African Primates*, 7(2): 184-192.

Kamungandu C. M., 2009. La dégradation des forêts en République Démocratique du Congo : Études de cas sur l'évaluation de la dégradation des forêts. *Forest Resources Assessment Working Paper*, 169.

Kokou, K. Sokpon, N., 2006. Les forêts sacrées du couloir du Dahomey. *Bois et Forêts des Tropiques*, 288 (2) : 15-23.

Kouassi K. J-L., 2014. Suivi de la dynamique de l'occupation du sol à l'aide de l'imagerie satellitaire et des systèmes d'information géographiques : Cas de la Direction Régionale des Eaux et Forêts de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). Mémoire pour l'option du Diplôme d'Agronomie Approfondie, Ecole Supérieure d'Agronomie, Côte d'Ivoire ; 74 p.

Kpedenou K. D., Boukpepsi T. Tchamie T. T. K., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la préfecture de yoto (Sud-Est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. *Revue des Sciences de l'Environnement*, 13 : 137-156.

Liu, Y. I., Chang, M. V., Li, H. E., Barolo, S., Chang, J. L., Blauwkamp, T. A. Cadigan, K. M., 2008. The chromatin remodelers ISWI and ACF1 directly repress Wingless transcriptional targets. *Dev. Biol.* 323(1): 41--52.

- Mertens B., Lambin, E. F., 2000. Land-Cover-Change Trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, 90, 467-494.
- Minta M., Kibretb K., Thorne P., Nigussie T., Nigatu L., 2018. Land use and land cover dynamics in Dendi-Jeldu hilly-mountainous areas in the central Ethiopian highlands. *Geoderma*, 314 : 27-36.
- Muriuki G. W., Seabrook L., Mcalpine C., Baxter G. S., 2011. Land cover change under unplanned human settlements: A study of the Chyulu Hills squatters, Kenya. *Landscape and Urban Planning*, 99(2):154-165
- Oloukoi J., Mama V. J., Agbo F. B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. *Télédétection*, 2006, vol. 6 (4) : 305-323.
- Ouedraogo I., Tigabu M., Savadogo P., Compaore H., Oden P. C., Ouadba J. M., 2010. Land cover change and its relation with population dynamics in burkina faso, West Africa. *Land Degrad. Dev.* 21: 453–462.
- Padonou E. A., Lykke A. M., Bachmann Y., Idohou R., Sinsin B., 2017. Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. *Land Use Policy*, 69 : 85–92.
- Palé F. O. K. 2000. Le rôle de l'action anthropique dans la dégradation des ressources naturelles à Niaogho-Beguedo. *Berichte des Sonderforschungsbereichs*, 268 (14) : 521-533.
- Sarr M. A., 2009. Cartographie des changements de l'occupation du sol entre 1990 et 2002 dans le nord du Sénégal (Ferlo) à partir des images Landsat», *Cybergeog : European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage*, document 472. DOI: 10.4000/cybergeog.22707.
- Schlaepfer M. A., Runge M. C., Sherman P. W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, 17 : 474–480.
- Sibanda N., McKenna A., Richmond A., Ricke S. C., Callaway T., Stratakos A. C., Gundogdu O. Corcionivoschi N., 2018. A Review of the Effect of management practices on *Campylobacter* Prevalence in Poultry Farms. *Frontiers in microbiology*, 9. ISSN 1664-302X DOI:<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02002>.
- Skupinski G., Binhtran D., Weber C., 2009. Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain – Le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeog : European Journal of Geography*. 63.
- Sounon B. B., Sinsin B., Goura S. B., 2007. Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes du Bénin. *Tropicultura*, 25(4): 221-227.

Zoungrana B. J-B., Conrad C., Thiel M., Amekudzi L. K., Dapola Da E., 2018. MODIS NDVI trends and fractional land cover change for improved assessments of vegetation degradation in Burkina Faso, West Africa. *Journal of Arid Environments*, 153 : 66–75.

Construction du niveau d'émission de référence des forets de la république démocratique du Congo

MUAMBA Malick ⁽¹⁾, KOSA Védastin ^(1,*)

⁽¹⁾ Direction des Inventaires et Aménagements Forestiers (DIAF)

^(*) Auteur correspondant : KOSA Védastin, kossavdastin@yahoo.fr

Résumé

La République Démocratique du Congo a initié un système national de suivi des forêts opérationnel et complet pour élaborer son Niveau d'Émissions de Référence pour les Forêts au titre de la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique. Il est composé d'un inventaire forestier national, un inventaire de gaz à effet de serre du secteur forestier national et un système national de surveillance des terres par satellite. Cette soumission est basée sur les données de déforestation appelées données d'activités disponibles, transparentes et fiables s'étendant de 2000 à 2014.

L'année 2000 a été prise comme année de référence, celle-ci est un point de convergence de la grande majorité de produits cartographiques relatifs aux étendues forestières du pays et l'année 2014 précède l'année charnière entre les phases de préparation et d'investissement de la Stratégie-Cadre Nationale de Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégradation forestière, la gestion durable et la conservation des forêts et le renforcement des stocks de carbone.

Le Niveau d'Émissions de Référence pour les Forêts est basé sur la définition de la forêt, qui est l'ensemble des terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectares, avec des arbres atteignant une hauteur d'au moins trois mètres avec un couvert arboré de plus de 30%. La déforestation est la conversion d'une terre forestière vers une terre non forestière. Elles comprennent 4 types d'occupation du sol à savoir la forêt dense humide sur terre ferme, la forêt dense humide sur sol hydromorphe, la forêt secondaire et la forêt sèche ou forêt claire.

La définition opérationnelle considère en outre une couverture de canopée de 50%, soit la règle de la majorité, qui est plus aisée à identifier techniquement, par comparaison au seuil de 30%.

Mots clés : Construction, émission de référence, forêts, République Démocratique du Congo.

Abstract

The Democratic Republic of Congo is a national system for monitoring forest management and security management. The system consists of a national forest inventory, a greenhouse gas inventory of the national forest sector and a national satellite land monitoring system. Building this first NERF, an activity based on deforestation data called activity data for which are available, transparent and reliable. The reference period of the NERF extends from 2000 to 2014.

The year 2000 was taken as a reference year, it became a point of convergence of the vast majority of products with regard to forest areas of the Democratic Republic of Congo and the year 2014 precedes the previous year. Reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries Investment Framework of the Democratic Republic of Congo

Forest reference emission levels is based on the definition of the forest, which is the entire land occupied by 0.5 hectares, with a maximum height of less than three meters with a tree cover of more than 30%. Deforestation is turning into an unwooded forest. Forest land includes 4 types of wetland dense forest on dry land, dense humid forest on hydromorphic soil, secondary forest and dry forest or clear forest, which is retained in the national stratification of the country.

The definition you use is being processed, at 50%, by majority, easier to identify technically, at least 30%.

Keywords: Building, reference emission, forest, Democratic Republic of Congo.

1. INTRODUCTION

Le présent document récapitule les grandes lignes des aspects fondamentaux de la construction et de la quantification du Niveau d'Émissions de Référence des Forêts (NERF) de la République Démocratique du Congo, ainsi que de ses différentes composantes. La construction du NERF de la RD Congo est guidée par les Lignes Directrices du GIEC 2006. La RD Congo a soumis, sur une base volontaire, son NERF à la Convention-Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) en mai 2018.

Le NERF de la RD Congo couvre toute l'étendue du territoire national, avec une période de référence comprise entre les années 2000 et 2014. L'unique activité visée par ce NERF est la déforestation et les données d'activités y relatives sont calculées au niveau des provinces, pour ensuite être agrégées au niveau national. Les facteurs d'émissions sont quant à eux dérivés à l'échelle nationale à partir des transitions des classes forestières vers des classes non forestières. Les réservoirs considérés dans le NERF sont la biomasse aérienne et la biomasse souterraine et le CO₂ est le seul gaz considéré.

1.1. Objectifs de la soumission du NERF

La République Démocratique du Congo est un pays à couvert forestier important et a soumis son NERF en poursuivant les objectifs de pouvoir notifier des réductions d'émissions en vue de mobiliser des paiements basés sur les résultats. La RD Congo doit mobiliser des fonds pour permettre de renforcer l'opérationnalisation de la stratégie-cadre nationale REDD+ et de son plan d'investissement, afin d'accroître la capacité financière du pays pour la mise en œuvre des mesures d'atténuation et d'adaptation au changement climatique tout en infléchissant la tendance de la déforestation et d'initier un dialogue avec la communauté internationale autour de sa Contribution Déterminée Nationale (NDC) et des investissements requis pour sa réalisation et ceci en poursuivant les efforts du pays dans la lutte contre le changement climatique

Les données d'activités et celles d'inventaire forestier national pour le NERF sont produites et interprétées localement. Les données d'activités sont produites aux échelles provinciales et agrégées au niveau national, pour les deux phases de la période de référence du NERF (2000-2010 & 2010-2014).

1.2. Processus d'élaboration et partenaires

Les travaux relatifs à la construction du NERF ont été conduits par le biais d'une série de consultations techniques et stratégiques pilotées par le Ministère de l'Environnement et Développement Durable (MEDD) de la RD Congo, à travers ses Directions de Développement Durable (DDD) et d'Inventaires et d'Aménagements Forestiers (DIAF). Ces consultations ont rassemblé différents profils d'acteurs intervenant dans le secteur forestier de la RDC et réunis dans le cadre d'une Plateforme Technique de Concertation d'accompagner la mise en œuvre opérationnelle du Système National de Surveillance des Forêts (SNSF) de la RD Congo ainsi que du suivi du processus de soumission du NERF à la CCNUCC.

1.3. Chronologie de la construction du NERF

Un décret signé en 2009 a créé les structures techniques de coordination de la REDD+, dont la Coordination Nationale REDD+ (CN-REDD) sous l'égide du Ministère de l'Environnement. C'est ainsi que le Readiness Preparation Proposal (R-PP) a été finalisé et adopté en 2010 et a permis à la RD Congo de démarrer son travail d'analyse sur les moteurs de la déforestation, d'identifier les acteurs clé impactant la forêt, d'entreprendre un effort national de sensibilisation sur les questions de la forêt et de la REDD, et surtout d'initier la préparation de la construction d'un NERF. La soumission du NERF national en 2018 montre à suffisance la conséquence logique de l'immensité du territoire national, de la multiplicité d'approches de construction des NERF.

2. DONNEES ET METHODES

2.1. Matériels

Une carte de base de 2000 produite devait servir de référence pour tout le processus dans la méthode utilisée. Comme les travaux de cartographie ne se limitent pas seulement au bureau, beaucoup de descente sur terrain ont été effectuées pour la validation de la carte. La recherche de scènes a été faite dans les archives de plusieurs satellites (Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+, Landsat 8, plus de 120 scènes ont été segmentées et classifiées par e-cognition et corrigées par ArcGIS. Cette carte de base (Figure 1) est constituée de 9 classes (Forêt dense sur terre ferme, forêt dense sur sol hydromorphe, forêt secondaire, forêt claire, savane, régénération des cultures abandonnées agglomération et autres).

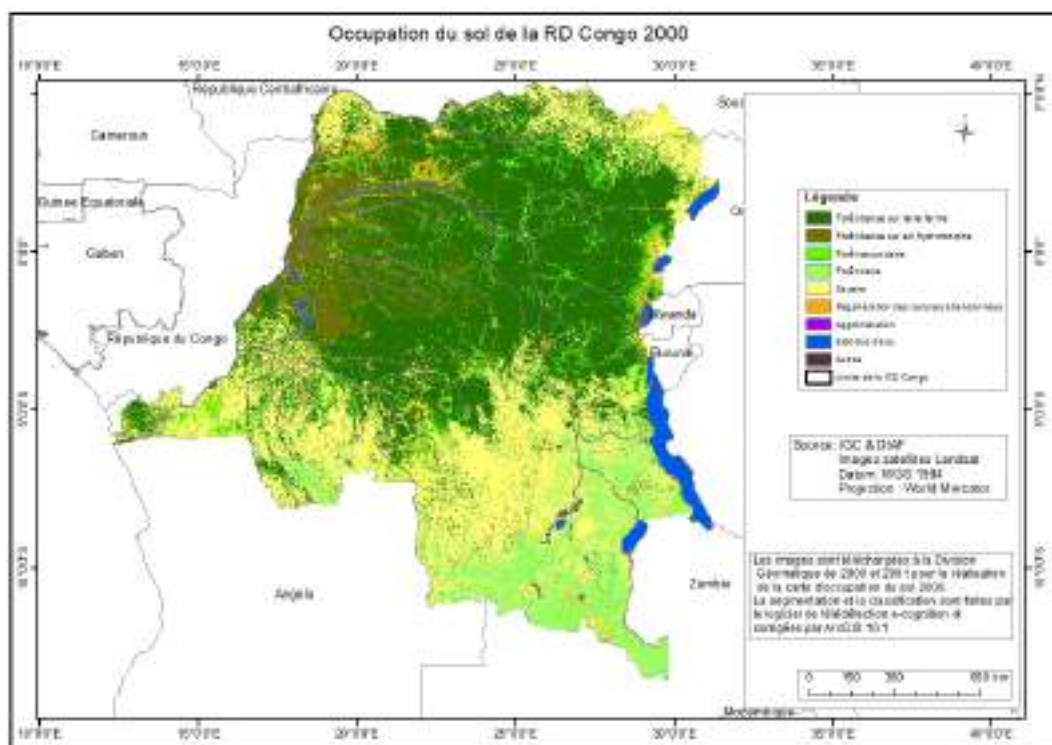


Figure 1 : Carte de référence d'occupation du sol 2000

Deux mosaïques de 2000 et 2010 sont utilisées dans le programme *Sepal* pour générer la couche déforestation et enfin il y a 3 couches « forêt, non-forêt et déforestation ».

2.2. Méthodes

2.2.1. Étapes méthodologiques de données d'activités

La carte de stratification nationale de la RD Congo a été construite selon l'approche méthodologique développée par le projet JICA-DIAF/Forêt (JICA-DIAF/Forêt, 2014). Elle comprend les étapes majeures suivantes (Figure 2)

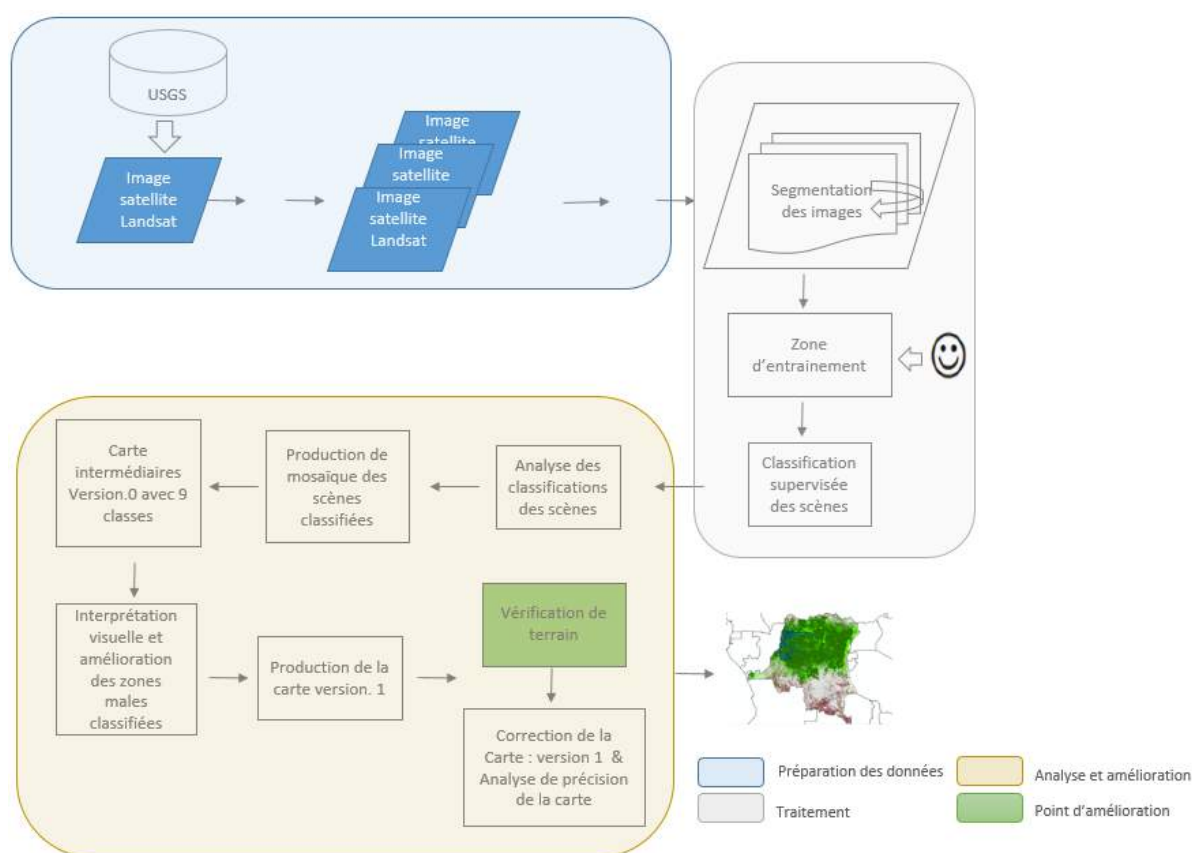


Figure 2 : approche méthodologique d'établissement de la carte de stratification nationale du SNSF

Traitement des images satellites

- Prétraitement des images : Les images téléchargées n'ont pas subi de prétraitement, elles sont les images TOA qui n'avaient assez de biais et directement utilisables. Le *layer stack* a été appliqué pour la compilation des bandes et ensuite la composition colorée dans ArcGIS ;
- Segmentation et classification : Après avoir introduit les paramètres et les algorithmes en fonction de la signature spectrale de l'image satellite dans *e-cognition* s'obtient la segmentation. La

classification supervisée par objet par proche voisin s'obtient après avoir fait des zones d'entraînement selon les types de classe que l'on veut avoir ;

- Correction de la classification : bien que *e-cognition* puisse de façon sommaire faire des corrections, un travail de fond dans ArcGIS est nécessaire pour corriger les strates mal classifiées et faire la reclassification pour obtenir les couches de forêt et non-forêt ;
- Mosaïquage : les scènes sont disposées de façon à éviter les ruptures et ou les cassures entre les éléments mis ensemble. Comme les vecteurs sont difficilement manipulables, le fichier vectoriel est transformé en raster.

Traitement avec SEPAL

- Génération de deux mosaïques pour le changement 2000-2010 et 2010-2014 construites par *SEPAL* sont tournées pour produire le changement entre les deux périodes. Cette couche de déforestation est ajoutée à la couche de forêt et non-forêt de la carte de référence ;
- La définition du système d'échantillonnage se fait en fonction du poids proportionnel de chaque strate, *SEPAL* est utilisé pour générer les points à échantillonner ;
- La définition des critères d'interprétation et l'interprétation visuelle des échantillons de référence. L'interprétation visuelle des échantillons de référence est réalisée par *Collect Earth* développé par la FAO (Bey et al., 2016). Pour rassurer l'interprétation qui pourrait parfois être entachée d'erreurs, le *Cross validation* est appliquée pour augmenter la précision. Trois techniciens interprètent le même point et la majorité est retenue en cas de discordance ;
- La production des statistiques (estimation des surfaces de forêt stable, de non-forêt stable, de déforestation, et les niveaux d'erreur associés). En particulier, les estimations de surface sont dérivées des échantillons de référence et non des cartes de changements, dans la mesure où baser les estimations de surfaces sur ces dernières mène à des résultats biaisés pour les classes de changement (e.g. Olofsson et al., 2014; Tyukavina et al., 2015) ;
- Les estimations des superficies de forêt stable, de non-forêt stable et de déforestation, la désagrégation de la déforestation en données d'activités, et les erreurs associées à chacune de ces estimations sont réalisées à l'échelle des provinces. Les estimations provinciales sont par la suite être agrégées pour obtenir des estimations nationales.

2.2.2. Étapes méthodologiques du pré-inventaire forestier national et stratification forestière

Les systèmes de classification de la végétation en RD Congo sont nombreux et fondés le plus souvent sur des connaissances relatives au milieu et adaptés aux conditions particulières de terrains. Les critères les plus couramment utilisés sont la physionomie et la structure de la végétation (forêt dense ou claire), l'écologie (forêt marécageuse ou sur terre ferme) et le stade de développement (forêt primaire ou forêt secondaire).

Classification UCL

La réalisation de la carte d'occupation du sol de la RD Congo a été réalisée en différentes étapes, à savoir : le prétraitement des images satellitaires (SPOT VEGETATION), la classification des images et l'édition cartographique à l'échelle 1 :3 000 000. Ensuite, une description détaillée de chaque classe d'occupation du sol, leur distribution spatiale et leur comportement phréologique ont été faites d'après le système de classification.

Classification de la DIAF

La classification de la DIAF prend exclusivement considération les strates forestières et s'inspire donc de la stratification dite de « *Yangambi* ». Elle est essentiellement physiologique et structurelle et donne des indications d'ordre écologique dans une moindre mesure. Elle constitue un outil de travail indispensable pour la confection des cartes forestières. De ce fait, les strates ainsi que les peuplements forestiers qui y sont décrits doivent nécessairement être identifiables sur les photographies aériennes ou les images satellites à partir desquelles les cartes ont été réalisées. La classification DIAF cible donc les seules strates forestières. Les éléments qui sont considérés dans cette classification sont les suivants : le milieu, le stade de développement, le tempérament de la forêt, le comportement du feuillage, le caractère géographique, les associations d'essences dominantes, la densité du peuplement, la hauteur, la catégorie de terrain, les origines et les perturbations. La classification de Yangambi a servi de référence pour faire une classification selon le Tableau 1.

Variabilité

Le pré-inventaire a fourni une importante base d'informations disponibles pour quantifier la variabilité dans les différentes strates identifiées pour les variables collectées. Étant donné son étendue, le pré-IFN donne surtout des informations sur les différentes structures forestières et sur l'état de perturbation causées par l'homme. Une base de ce type permettra de déterminer les taux de sondage par strate quand la RD Congo prendra la décision d'effectuer un IFN.

Échantillonnage

Les sites à inventorier ont été sélectionnés selon une procédure d'échantillonnage aléatoire stratifié. Cette procédure consiste à diviser la population en différentes sous-populations appelées strates, constituées d'éléments homogènes, et de sélectionner des échantillons aléatoires indépendants dans chaque strate. Les strates ont été définies sur la base de la carte d'occupation du sol développée par l'Université catholique de Louvain (UCL).

Tableau 1 : Description des différentes classes

N°	Strates	Description	Surfaces calculées (km ²)
1	Forêt dense humide	Grands arbres à feuilles larges persistantes avec des grands arbustes sous étage fermé/grands arbres à feuilles larges semi-décidues	1 018 005
2	Forêt de transition	Fermée à plus de 65%, forêt semi- décidue (H> 14 m), altitude 1100 à 1750m	32 776
3	Forêt de Montagne	Fermée à plus de 65%, forêt semi-décidue (H> 14m), altitude > 1750m	9 277
4	Forêt dense sur sol hydromorphe	Grands arbres semi-décidus sur terrains temporairement ou en permanence inondés	84 922
5	Mangrove	Fermée à plus de 40 %, sur terrain inondé par l'eau salée	2
6	Mosaïque forêt-savane	Mosaïque fermée à 65% d'arbres semi décidus (H >14 m)	69 502
7	Complexe rural-surface forestière	Zones cultivées/Forêts semi-décidues partiellement fermées	214 396
8	Forêt sèche claire et / ou forêt sèche dense	Forêt décidue à grands arbres	239 257
9	Savane boisée et/savane arborée	Savane forestière à arbres décidus avec un couvert herbacé important	370 601
10	Savane arbustive	Savanes décidues à canopée peu fermée (entre 10 et 40%) et couvert herbacé dense	67 222
11	Savane herbeuse	Végétation herbacée dense avec quelques arbres	44 023
12	Prairie aquatique	Végétation herbacée denses en milieu temporairement inondé	734
13	Prairie marécageuse	Végétation herbacée dense sur sol gorgé d'eau	7 009
14	Zone à faible couvert végétal	Arbres, arbustes, herbacées dispersés	21
15	Mosaïque terres cultivées / végétation	Zones terrestres cultivées ou exploitées en mosaïque avec des zones arbustives ou herbacées plus au moins fermées	129 465
16	Agriculture	Cultures herbacées arrosées d'eau pluviales	NA
17	Agriculture irriguée	Zones agricoles irriguées sur plus de 70% de l'eau de surface	1
18	Zones sans couvert végétal	Surfaces nues	408
19	Villes	Zones urbaines à plus de 50%	424
20	Eau	Milieus aquifères naturels ou artificiels	39 602
Total			2 327 655

Le nombre de sites à inventorier dans chaque strate est étroitement lié au budget et au délai de réalisation des travaux. Ainsi, le nombre total de sites à inventorier à l'échelle nationale pour le pré-inventaire a été fixé à 65. Il est important de mentionner que la distribution de ces sites a tenu compte de différentes strates forestières de façon à approcher le plus finement possible la variabilité des strates présentant de forts enjeux. Ces enjeux sont liés à la superficie occupée par la strate sur le territoire national et à la pression de déforestation au sein de ces strates, ceci pour obtenir des taux de sondage minimum et donc optimiser le budget de l'IFN tout en apportant la précision pour les évaluations de carbone des activités de la REDD+.

Le choix de nombre de sites à inventorier dans chaque strate a été effectué sur la base de :

- L'importance relative des différentes strates forestières sur la base de la stratification UCL ;
- L'importance de la déforestation au sein de ces strates ;
- La situation relative des sites par rapport aux forêts considérées comme intactes ;
- Les paramètres logistiques (facilité d'accès aux sites, etc.).

En plus des 65 sites présélectionnés, 60 sites supplémentaires ont été identifiés afin de s'assurer, de mesurer le nombre de sites nécessaires dans chaque strate en cas d'inaccessibilité des sites présélectionnés.

Tableau 2 : Distribution des sites selon la stratification forestière de l'UCL

Strate	Répartition des sites	Sites mesurés
Forêt dense humide	20	20
Mosaïque forêt - savane	5	4
Complexe rural – surface forestière	20	17
Savane boisée et /ou savane arborée	10	3
Forêt sèche claire et/ou forêt sèche dense	10	5
TOTAL	65	49

Parmi les 65 sites réalisés, 16 ont été choisis parmi les sites supplémentaires à cause de l'inaccessibilité mais en essayant de respecter la répartition des sites par strate.

Description des placettes

Le choix de la forme des placettes a été fait pour optimiser la collecte des données sur le terrain en fonction de la pré-stratification. La forme carrée a été jugée appropriée pour la forêt dense humide car l'installation de parcelles carrées est plus aisée dans de telles forêts et que cette forme permet de relier chaque site avec les images satellitaires, également de forme carrée. Dans tous les autres types de forêt,

moins homogènes, un cluster de dix placettes circulaires a été jugé plus approprié afin de mieux capter la variabilité des types forestiers (ex. mosaïque forêt/savane ou forêt/agriculture).

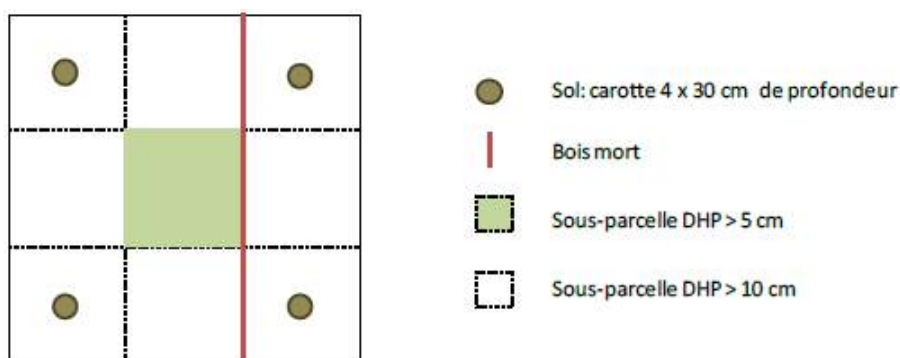


Figure 3 : Description détaillée des parcelles

Une forme carrée de 60 m x 60 m, d’une superficie de 0.36 ha a été choisie pour les strates de forêt majoritaire, subdivisée en sous carré tous les 20 m afin de ne pas oublier des arbres et de faciliter les opérations au sol, la localisation relative et donc une éventuelle remesure à intervalle régulier (dans le cas de placettes de suivi). Ce format de placette permet de faire le lien entre la localisation de la placette au sol et les images satellites. En effet, les dispositifs alternatifs de placettes d’inventaire (placettes en ligne habituellement utilisées pour les inventaires d’aménagement en RDC) ne permettent pas une bonne corrélation avec les images satellites. Cette corrélation est nécessaire pour maximiser l’utilisation des données collectées en inventaire et notamment pour faire le lien avec les strates forestières discriminées sur la base d’images satellites.

Sur les placettes carrées, l’ouverture systématique des layons de bordure (4 x 60 m = 240 m) et des layons internes (4 x 60 m = 240 m) permet de matérialiser et dénombrer des sous-placettes carrées de 20 x 20 m soit 0.04 ha. Le comptage a lieu :

- Dans la sous-placette 20 m x 20 m au centre de la parcelle ; tous les diamètres des ligneux de plus de 5 cm de DHP sont mesurés ;
- Sur l’ensemble de la surface, tous les arbres de plus de 10 cm DHP ont leur diamètre mesuré et sont identifiés ;
- Sur l’ensemble de la surface, au moins 5 arbres par classe de 10 cm de diamètre (à partir de 10 cm) ont leur hauteur totale mesurée ;
- Les arbres morts ont également relevés et classés ;
- Quatre relevés de sol sont faits via le prélèvement d’un cylindre de sol de 7 cm de diamètre et 7,5 cm de hauteur sur 30 cm de profondeur. Le sol recueilli est mis dans un unique sac plastique sur lequel sont indiquées les informations de la parcelle. Ces échantillons sont analysés dans

des laboratoires en RD Congo (Universités et institutions) pour déterminer leur teneur en carbone ;

- Sur le 3ème sous-layon nord-sud sont comptés les arbres morts au sol dont le tronc croise le passage. Le diamètre sur le layon et la longueur totale sont mesurés ;
- La litière n'est pas prise en compte lors du pré-inventaire car sa variabilité saisonnière ne pourra être appréciée. De plus, sa variabilité spatiale est relativement faible.

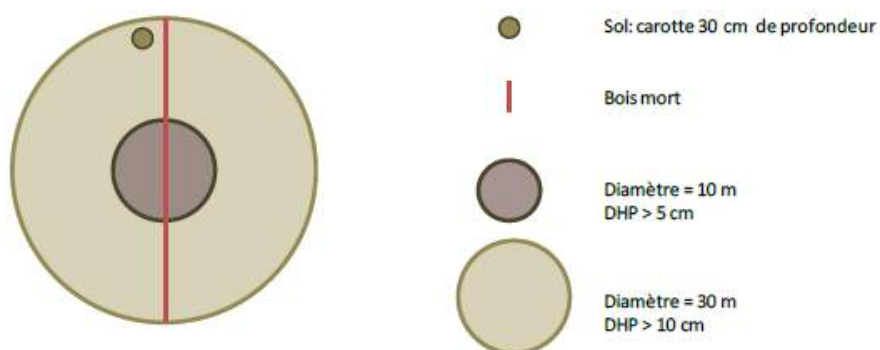


Figure 4 : Description d'une placette circulaire

Afin de mieux comprendre la variabilité dans les zones et le mélange au sein de strates de forêts et de terres ne répondant pas à la définition de la forêt, un inventaire par agrégat de 10 placettes circulaires de 30 m de diamètre a été mis en place. Chacune des placettes de l'agrégat se répartit le long de 2 axes perpendiculaires à un intervalle de 250 m les unes des autres (de centre à centre). Chacune des 10 placettes est circulaire et a un diamètre de 30 m. Ce choix permet d'évaluer la proportion de la strate sondée répondant à la définition de forêt telle que définie par le pays et d'avoir une évaluation de la biomasse dans les placettes définies comme forêt. L'agrégation des placettes d'inventaire permet aussi de réduire les coûts de déplacement des équipes d'inventaires.

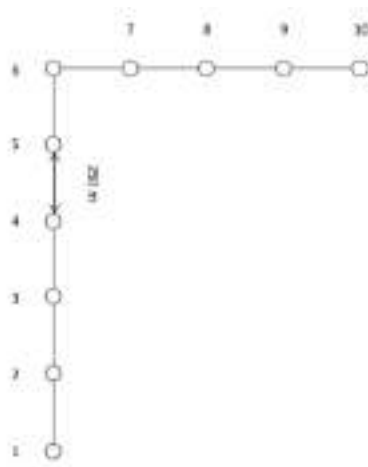


Figure 5 : Description de l'agrégat de placettes circulaires

Chacune des placettes circulaires a été inventoriée de la façon suivante :

- Chacune des placettes circulaires est considérée comme une placette individuelle ;
- Si la placette ne se trouve pas majoritairement dans la strate prévue, elle sera néanmoins mesurée et décrite selon la description des strates forestières ;
- Chaque placette est subdivisée en sous placettes concentriques ;
- Des relevés de sols sont faits dans le coin nord des placettes 2, 4, 6 et 8 et mis dans des sacs différents ;
- Les bois morts au sol sont mesurés selon des axes diamétriques dans le prolongement des layons d'accès au sein des placettes 1, 3, 5 et 7 ;
- Le positionnement précis de la placette est effectué à l'aide d'un GPS au centre de chacune des placettes.

Informations collectées

Le pré-IFN permet la collecte de plusieurs informations comme l'utilisation et l'état des ressources forestières, le potentiel ligneux, la biomasse forestière, la biodiversité forestière, etc. Les paramètres suivants ont notamment été en prises en compte :

Nom des espèces : Tous les arbres mesurés sont identifiés par un botaniste en précisant le genre, espèce, famille et nom vernaculaire ou commercial si possible. Pour les arbres non identifiés, les échantillons sont prélevés pour être identifiés au bureau.

Diamètre à Hauteur de Poitrine (DHP) : Tous les arbres debout (morts ou vivants) sont mesurés à 1,30 mètre du sol avec un ruban diamétrique. Au cas où le ruban diamétrique n'est pas disponible, les mesures sont prises par un ruban circonférentiel devant être par la suite converti en diamètre. Dans le cas de contreforts, les diamètres sont mesurés à l'aide d'une échelle à 50 cm au-dessus de la fin du contrefort.

Hauteur : Les hauteurs d'au moins cinq arbres par classe de diamètre (par amplitude de 10 cm) sont mesurés à l'aide du Vertex Laser VL402.

Diamètre des arbres tombés : Les diamètres de tous les arbres croisant le layon situé au nord de la petite parcelle sont mesurés à partir de 10 cm de diamètre à l'aide d'un ruban diamétrique ou circonférentiel.

Sol : Des échantillons de sol sont prélevés en utilisant un carottier.

3. RESULTATS DONNEES D'ACTIVITES

3.1. Estimation des données d'activités

Estimation des données d'activités (en ha/an) au niveau national entre 2000-2010 et 2010-2014. « Depuis » et « Vers » désignent les classes de départ et d'arrivée des transitions, respectivement.

Tableau3 : Données d'activités au niveau national

Depuis	Vers	DA 2000-2010			DA 2010-2014		
		(ha/an)			(ha/an)		
		ha/an	± 90% IC	Erreur relative (%)	ha/an	± 90% IC	Erreur relative (%)
FDHSH	CRCA	0	0	0	0	0	0
	Savane	0	0	0	0	0	0
	Agglomération et Autre	377,60	646,21	171,14	967,59	1 671,88	172,79
FDHTF	CRCA	291 356,57	41 946,82	14,40	680 483,99	103 379,77	15,19
	Savane	26 961,52	9 654,45	35,81	67 355,03	24 652,60	36,60
	Agglomération et Autre	32 644,15	10 859,52	33,27	70 889,14	24 609,67	34,72
FSFC	CRCA	57 442,00	16 373,54	28,50	187 047,95	55 095,87	29,46
	Savane	13 765,41	7 720,51	56,09	126 168,34	50 184,78	39,78
	Agglomération et Autre	10 478,50	6 824,47	65,13	106 807,28	46 187,86	43,24
FSc	CRCA	169 033,96	29 069,11	17,20	402 173,64	73 316,48	18,23
	Savane	13 937,92	6 648,44	47,70	61 334,91	29 634,12	48,32
	Agglomération et Autre	25 041,51	8 864,25	35,40	48 155,96	16 605,51	34,48

Acronymes : FDHSH (forêt dense humide sur sol hydromorphe), FDHTF (forêt dense humide sur terre ferme), FSFC (forêt sèche ou forêt claire), FSc (forêt secondaire), CRCA (culture et régénération de culture abandonnée)

3.2. Estimation de la biomasse totale

La biomasse totale (notée B), est définie comme la somme de la biomasse épigée (AGB) et de la biomasse souterraine (BGB). Les estimations de la biomasse par COS sont présentées dans le Tableau 4 ci-dessous. Les valeurs de biomasse aérienne qui y sont présentées sont proches de celles reprises dans GIEC (2006)

Tableau 4 : Estimation de la biomasse totale

Type de transition	Biomasse totale de la classe d'origine (tMS/ha)	Biomasse totale de la classe de destination (tMS/ha)	Facteur d'émission (tCO ₂ e/ha)	± 90% IC (tCO ₂ e/ha)
FDHTF → CRCA	432,3	32,9	688,30	58,74
FDHTF → Savane	432,3	50,48	658,00	62,55
FDHTF → Autre et Agglomération	432,3	0	744,99	57,83
FDHSH → CRCA	415,48	32,9	659,31	89,25
FDHSH → Savane	415,48	50,48	629,01	91,80
FDHSH → Autre et Agglomération	415,48	0	716,00	88,66
FSFC → CRCA	141,74	32,9	187,57	53,07
FSFC → Savane	141,74	50,48	157,27	57,26
FSFC → Autre et Agglomération	141,74	0	244,27	52,07
FSc → CRCA	236,71	32,9	351,23	104,14
FSc → Savane	236,71	50,48	320,94	106,34
FSc → Autre et Agglomération	236,71	0	407,93	103,63

3.3. Niveau d'Émissions de Référence pour les Forêts

La RD Congo a connu une croissance de la dynamique de déforestation durant la période de référence, tel qu'en témoigne les données d'activités. Il est attendu que cette dynamique maintienne son rythme et même s'accélère, étant donné que les causes directes et sous-jacentes de la déforestation sont en croissance au fil des années. En effet, parmi les causes sous-jacentes de la déforestation, figure en première place la croissance de la population (Defourny et al., 2011), qui se maintient à un rythme élevé de 3%. Environ 70% de cette population vit en milieu rural (Herderschee et al., 2012 ; De Saint Moulin, 2006) et pratique une agriculture de subsistance, de type itinérant sur brûlis, pour assurer son alimentation. Ce type d'agriculture a été identifié comme la cause directe principale de la déforestation en RD Congo. Le rythme de croissance de la population ayant une corrélation directe avec l'augmentation des besoins alimentaires, il est attendu que l'agriculture itinérante poursuive son extension, à défaut de mise en place des mesures d'encadrement adéquates.

La période de référence peut ainsi être considérée comme suffisamment représentative de la période de validité du NERF et, dès lors, il est attendu qu'un scénario de type business-as-usual puisse être prépondérant en ce qui concerne les changements dans la couverture forestière à l'horizon 2020, d'autant plus que la pression sur la forêt en RD Congo résulte essentiellement de la pression interne (i.e., croissance de la population) plutôt que de facteurs exogènes (par ex. les prix de produits agricoles sur les marchés internationaux). Ainsi, une extrapolation des émissions de CO₂ issues de la déforestation durant la période de référence est une approche à la fois crédible et pertinente pour apprécier l'évolution attendue de la déforestation durant la période de validité du NERF.

L'extrapolation des émissions de la période de référence présente en outre l'avantage d'être à la fois simple et intuitive et la meilleure option en l'absence de plans de développement et/ou d'aménagement du territoire de la RD Congo, qui auraient permis de quantifier de manière plus détaillée l'impact environnemental des politiques qui seront mises en œuvre pour l'atteinte de l'émergence à l'horizon 2030 (Vision 2030) ou plus généralement pour quantifier la déforestation attendue durant la période comptable du NERF. Dès lors, la méthodologie d'extrapolation des émissions historiques qui a été retenue est la projection linéaire des émissions calculées pour la période de référence, afin de refléter la progression de type business-as-usual des causes sous-jacentes et directes de la déforestation en RD Congo (Kibambe Lubamba, 2013). Cette projection linéaire des émissions correspondantes à la période de référence couvre la période comptable du présent NERF, soit de 2015 à 2019.

3.3.1. Extrapolation des émissions historiques

L'extrapolation est calculée comme une projection linéaire des émissions de la période de référence, soient les émissions de 2000-2010 et 2010-2014. Les années 2005 et 2012 sont considérées comme les années pivots (respectivement année pivot 1 et année pivot 2) des deux phases de la période de référence. Ainsi, les émissions annuelles de 2001 à 2019 ont été obtenues par extrapolation des émissions correspondantes aux périodes 2000-2010 et 2010-2014, basé sur le taux de croissance annuel moyen des émissions entre ces deux phases de la période de référence.

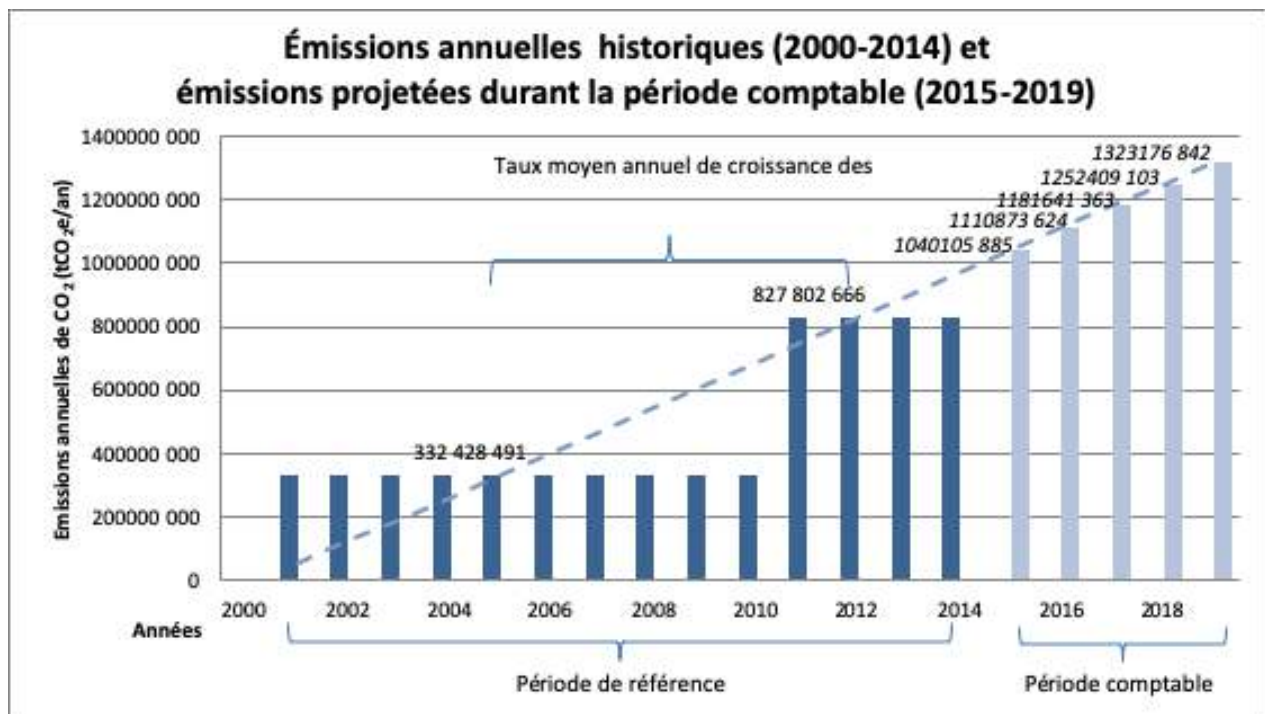


Figure 6 : extrapolation du NERF

3.3.2. Les Émissions historiques

Calcul des émissions

Les données d'activités et les facteurs d'émissions ont permis de quantifier les émissions annuelles pour les deux phases de la période de référence.

Les Lignes Directrices du GIEC (GIEC, 2006) indiquent par ailleurs que la variation annuelle des stocks de carbone dans la biomasse des terres forestières converties en d'autres catégories d'utilisation des terres (ΔC_B) peut être estimée selon l'équation suivante :

$$\Delta C_B = \Delta C_G + \Delta C_{\text{CONVERSION}} - \Delta C_L \quad \text{GIEC 2006)}$$

Avec :

ΔC_B : Variation annuelle des stocks de carbone dans la biomasse des terres converties dans une autre catégorie d'utilisation des terres (tonnes de C.an-1) ;

ΔC_G : Augmentation annuelle des stocks de carbone dans la biomasse en raison de la croissance sur les terres converties en une autre catégorie d'utilisation des terres (tonnes de C.an-1) ;

$\Delta C_{\text{CONVERSION}}$: Variation initiale des stocks de carbone dans la biomasse des terres converties en une autre catégorie d'utilisation des terres (tonnes de C.an-1) ;

ΔC_L : Diminution annuelle des stocks de carbone de la biomasse en raison des pertes résultant de l'abattage, de la collecte du bois-énergie et des perturbations sur les terres converties en une autre catégorie d'utilisation des terres (tonnes de C.an-1).

Résultats des estimations des émissions

Les émissions historiques au niveau national résultent de l'agrégation des émissions par province et sont présentées dans le Tableau 5 ci-dessous avec les intervalles de confiance et les erreurs relatives. Au niveau national, ces émissions sont de l'ordre de 332,43 MtCO_{2e} pour la période 2000-2010, soit 0,58 tCO_{2e}/habitant/an pour une population moyenne entre 2000 et 2010 évaluée à 57 796 000 d'habitants (CIA, 2010) et soit environ 0,14 tCO_{2e}/ha/an pour l'ensemble du territoire national. Pour 2010-2014, ces émissions ont été évaluées à 827,80 MtCO_{2e}, soit 2,74 tCO_{2e}/habitant/an pour une population moyenne entre 2010 et 2014 évaluée à 75 496 000 d'habitants et soit environ 0,88 tCO_{2e}/ha/an.

Tableau 5 : Emissions annuelles par activité, intervalle de confiance et erreur relative pour 2000-2010 et 2010-2014

Type de transition	2000-2010			2010-2014		
	Émissions (tCO ₂ e/an)	± 90% IC (tCO ₂ e/an)	Erreur relative (%)	Émissions (tCO ₂ e/an)	± 90% IC (tCO ₂ e/an)	Erreur relative (%)
FDHTF → CRCA	200 540 303,62	29 435 135,08	14,68	468 376 132,96	72 200 991,55	15,41
FDHTF → Savane	17 740 716,04	6 381 645,58	35,97	44 319 690,76	16 291 741,41	36,76
FDHTF → Autre et Agglomération	24 319 696,64	8 120 679,63	33,39	52 811 989,31	18 378 485,88	34,8
FDHSH → CRCA	0	0	0,00	0	0	0
FDHSH → Savane	0	0	0,00	0	0	0
FDHSH → Autre et Agglomération	270 364,65	463 900,17	171,58	692 800,82	1 200 140,75	173,23
FSFC → CRCA	10 774 413,78	3 564 077,48	33,08	35 084 641,87	11 362 570,55	32,37
FSFC → Savane	2 164 926,75	1 280 387,32	59,14	19 842 871,95	9 287 868,12	46,78
FSFC → Autre et Agglomération	2 559 539,59	1 705 717,74	66,64	26 089 371,27	11 945 317,69	45,78
FSc → CRCA	59 370 225,97	11 618 257,10	19,57	141 256 466,56	28 600 073,46	20,24
FSc → Savane	4 473 169,69	2 199 404,71	49,17	19 684 533,60	10 169 214,60	51,65
FSc → Autre et Agglomération	10 215 134,25	3 757 906,90	36,79	19 644 167,36	7 013 275,82	35,7
Émissions annuelles	332 428 490,99	33 830 576,03		827 802 666,46	84 535 432,71	

4. DISCUSSION

La RD Congo est un grand pays forestier tropical du monde localisé au cœur de l'Afrique avec plus de 80 millions d'habitants ayant une superficie forestière d'environ 63%. Cette forêt est sous de pressions anthropiques sur la dynamique forestière et l'utilisation des terres. La déforestation s'est beaucoup accrue cette dernière décennie. Dans le souci de préserver la forêt et de la maintenir au pourcentage précité, un travail de télédétection, de système d'information géographique est fait pour une évaluation de la déforestation et de l'utilisation des terres. Le téléchargement des images Landsat de 2000, 2010 et de 2014 fait localement au laboratoire géomatique, a servi pour une étude diachronique de la dynamique forestière de la période 2000 à 2014. La méthode d'Olofsson (Olofsson et al. 2014) (est utilisée pour la détection de changement entre les différentes dates est basée sur les échantillons générés par la plateforme SEPAL pour produire des statistiques. Les points sont générés à partir de la carte en fonction de types de strates (Forêt, Non-forêt et déforestation). Cette nouvelle méthode, même si elle n'utilise la carte que pour générer uniquement les points d'échantillons en fonction de type de strates, l'immensité du pays et l'interprétation des échantillons peut entraîner des erreurs d'omissions et de commissions entamant ainsi les estimations de statistiques. Elle a été efficacement utilisée pour avoir des estimations de statistiques pour les deux périodes (2000-2010 et 2010-2014). Même si comparativement les écarts sont considérables par rapport aux articles publiés par d'autres sources ou structures, un plan de révision de la soumission est prévu pendant les 5 ans de la période comptable.

La RD Congo a ainsi fait le choix que le support spatial ou point de référence qui opérationnalise l'estimation des superficies de la forêt stable, de la non-forêt stable et de la déforestation par le biais d'un échantillonnage aléatoire stratifié, est un carré de 30 m de côté, soit donc une superficie de 0,09 ha, bien que la définition de forêt en RD Congo est définie comme : «un terrain occupant une superficie minimale de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure ou égale à 3 mètres et un couvert arboré minimal de 30 % » (Arrêté Ministériel n°5094/CAB/MIN/ECN-T/JEB/08 du 22 octobre 2008). Ce choix de la taille des échantillons de référence implique qu'il existe donc, du point de vue de la superficie, un écart entre la définition officielle de la forêt et son opérationnalisation pour l'estimation des données d'activités dans la construction du NERF. Pour distinguer les terres forestières des terres non-forestières lors de l'interprétation des échantillons de référence, un critère de couverture de canopée de l'ordre de 50% a été utilisé, du fait de son caractère pratique. Ce choix de couverture de canopée implique donc qu'il existe un écart entre la définition officielle de la forêt et son opérationnalisation.

La segmentation et la classification objet par proche voisin avec e-cognition peuvent occasionner des contaminations des pixels. Les pareilles contaminations sont faiblement minimales et ne peuvent en rien mettre en doute les résultats obtenus par ce processus. Mais e-cognition est un programme de télédétection réputé pour des classifications par objet en donnant de très bons résultats. Il a été utilisé pour la classification scène par scène pour finaliser avec le mosaiquage. Il reste à signifier que la dégradation des formations forestières s'est beaucoup plus accrue sur la dernière décennie période avec

une anthropisation plus accrue des écosystèmes forestiers. L'agriculture sur brûlis, feux de brousse, pratiques agricoles non conventionnelles, la production des charbons de bois pour alimenter les centres-villes réduisent sensiblement des espaces forestiers. Ces pratiques de plus en plus fréquentes sont ressenties dans les provinces du nord et du sud du pays avec une croissance de l'espèce humaine. La dégradation des forêts est liée aux activités dans la coupe illégale du bois d'œuvre sans oublier les scieurs de long qui œuvrent à ciel ouvert et de façon non contrôlée. Il est attendu que cette dynamique maintienne son rythme et voire même s'accélère, étant donné que les causes directes et sous-jacentes de la déforestation sont en croissance au fil des années. En effet, parmi les causes sous-jacentes de la déforestation, figure en première place la croissance de la population, qui connaît une croissance à un rythme élevé de 3%. Environ 70% de cette population vit en milieu rural (Herderschee et al. 2012)

5. CONCLUSION

La RD Congo a soumis son premier NERF en mai 2018 et a été adopté par les experts de CCNUCC. Le Gouvernement congolais à travers son Ministère de l'Environnement, a travaillé son NERF basé sur les bonnes pratiques d'Olofsson. Compte tenu de l'immensité du pays, certaines imperfections ont été connues pendant le traitement des données, et le pays compte ainsi améliorer son NERF en fonction des travaux en cours ou des données à obtenir à l'avenir en fonction des moyens disponibles. Ce NERF couvre la période de 2000 à 2014 avec l'unique activité la déforestation.

Le pays a travaillé dans le cadre de NERF avec les images Landsat de résolution 30m et une définition opérationnelle de la forêt qui l'ensemble des terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectares, avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à trois mètres avec un couvert arboré de plus de 30%, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. La prise en compte du renforcement du stock de carbone forestier, en particulier la reforestation, dont la quantification peut être réalisée par la même méthode que celle utilisée pour quantifier la déforestation (c'est-à-dire, en combinant produits cartographiques et échantillons de référence).

Dans les travaux futurs, le pays prendra en compte la réduction de l'erreur autour de l'estimation des données d'activités. Une procédure de réinterprétation d'une certaine proportion des échantillons de référence par l'ensemble des opérateurs sera mise en place pour améliorer les performances du système de réponse pour intégrer l'erreur d'interprétation dans la quantification des erreurs associées aux données d'activités.

Les travaux d'inventaire forestier prendront aussi en compte l'amélioration des estimations de biomasse épigée des classes d'occupation du sol et l'intégration de réservoirs qui n'ont pas été considéré dans le présent document tels que la litière.

Remerciements

Nos sincères remerciements vont tout droit à l'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest pour sa présence permanente aux chevets des structures étatiques et privées pour son assistance dans la distribution des images Sentinel et la dynamique des forêts des pays concernés.

Liste des références

Chave, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Change Biol.*20, 3177–3190 (2014).

Choi, S. et al. Application of the metabolic scaling theory and water–energy balance equation to model large-scale patterns of maximum forest canopy height. *Glob. Ecol. Biogeogr.*25, 1428–1442 (2016).

Defourny, P., Delhage, C., and Kibambe Lubamba, J.-P. 2011. Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo. Technical report, Earth and Life Institute - Environment - Université catholique de Louvain.

Espírito-Santo, F. D. B. et al. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat. Commun.*5, (2014).

Feldpausch, T. R. et al. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*9, 3381–3403 (2012).

Lewis, S. L. et al. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Phil Trans R Soc B*368, 20120295 (2013).

Longo, M. et al. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. *Glob. Biogeochem. Cycles*30, 2016GB005465 (2016). Saatchi, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci.*108, 9899 (2011).

Mascaro, J. et al. A Tale of Two “Forests”: Random Forest Machine Learning Aids Tropical Forest Carbon Mapping. *PLoS ONE*9, e85993 (2014).

Mokany, K., Raison, R. J. & Prokushkin, A. S. Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Glob. Change Biol.*12, 84–96 (2006).

Neigh, C. S. R. et al. Taking stock of circumboreal forest carbon with ground measurements, airborne and spaceborne LiDAR. *Remote Sens. Environ.*137, 274–287 (2013).

Pachauri, R. K. et al. Climate change 2014: synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. (IPCC, 2014).

- Pan, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988–993 (2011).
- Peter Tittmann, Sassan Saatchi & Benktesh Sharma. VCS: Tool for measuring aboveground live forest biomass using remote sensing. (2015). doi:10.13140/RG.2.1.2351.8567
- Potapov, P. V. et al. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM + data. *Remote Sens. Environ.* 122, 106–116 (2012).
- Réjou-Méchain, M. et al. Local spatial structure of forest biomass and its consequences for remote sensing of carbon stocks. *Biogeosciences* 11, 6827–6840 (2014).
- Saarela, S. et al. Hierarchical model-based inference for forest inventory utilizing three sources of information. *Ann. For. Sci.* 73, 895–910 (2016).
- Saatchi, S. et al. Seeing the forest beyond the trees. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 606–610 (2015).
- Ståhl, G. et al. Model-based inference for biomass estimation in a LiDAR sample survey in Hedmark County, Norway This article is one of a selection of papers from Extending Forest Inventory and Monitoring over Space and Time. *Can. J. For. Res.* 41, 96–107 (2010).
- Ståhl, G. et al. Use of models in large-area forest surveys: comparing model-assisted, model-based and hybrid estimation. *For. Ecosyst.* 3, 5 (2016).
- Steege, H. ter et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* 342, 1243092 (2013).
- Xu, L. et al. Satellite observation of tropical forest seasonality: spatial patterns of carbon exchange in Amazonia. *Environ. Res. Lett.* 10, 084005 (2015).
- Xu, L., Saatchi, S. S., Yang, Y., Yu, Y. & White, L. Performance of non-parametric algorithms for spatial mapping of tropical forest structure. *Carbon Balance Manag.* 11, 18 (2016).
- Yang, Y. et al. Abiotic Controls on Macroscale Variations of Humid Tropical Forest Height. *Remote Sens.* 8, 494 (2016).
- Zolkos, S. G., Goetz, S. J. & Dubayah, R. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 128, 289–298 (2013).

Partie 7

Cartographie des changements du couvert forestier

Estimation par régression de l'incertitude des cartes de pertes de couvert forestier au Cameroun

NGANGOUM NANA Tatiana ^(1,*), SANNIER Christophe ⁽²⁾, FICHET Louis-Vincent ⁽²⁾, GHOMSI Hervis ⁽²⁾, JAFFRAIN Gabriel ⁽³⁾

⁽¹⁾ Secrétariat Technique REDD+, Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et du Développement Durable, Cameroun

⁽²⁾ SIRS, Villeneuve d'Ascq, France

⁽³⁾ IGN FI, Paris, France

^(*) Auteur Correspondant : NGANGOUM NANA Tatiana, tatyng2002@yahoo.fr

Résumé

Le Cameroun est engagé dans le processus REDD+ depuis 2008. Les pays parties doivent mettre en place un système national de surveillance des forêts répondant aux exigences de la CCNUCC en matière de mesure, notification et vérification. L'étude propose une méthode statistique robuste pour réduire les incertitudes des cartes forestières existantes de 2000 à 2015 au Cameroun. La zone d'intérêt est la zone du programme de réduction des émissions qui couvre une superficie de 9 313 662 ha. La zone subit une forte pression causée par l'agriculture ; l'exploitation forestière et minière, les infrastructures. La méthodologie a consisté à extraire la carte de la zone d'étude dans la cartographie exhaustive de l'étendue et des pertes du couvert forestier au Cameroun de 2000 à 2015. 348 échantillons de référence ont été sélectionnés sur la carte à partir de l'échantillonnage aléatoire stratifié initial. Ensuite, les méthodes de l'échantillonnage aléatoire stratifié et l'approche assistée par modèle utilisant des segments ont été combinées pour estimer l'incertitude. La comparaison des échantillons de référence de déforestation avec la carte de base à travers une matrice de confusion a montré qu'environ la moitié des échantillons considérés comme déforestation n'avaient pas été détectés comme des pertes dans la carte de 2015 (64 sur 118 échantillons). Un total de 1000×1 km de segments ou d'unités d'échantillonnage a été visuellement interprété à l'aide d'images de 2015 Spot 6, Sentinel 2 et rarement Landsat 7 et 8 par une équipe de photo-interprètes, indépendamment de l'équipe de production des cartes afin de produire un jeu de données de référence représentant environ 1% de la zone d'étude. Les résultats ont montré que 54% d'omission de pertes en forêts sur la carte de base, en particulier dans les terres cultivées, et une surestimation de la forêt par la carte de base.

Mots clés : pertes de forêt, données d'activités, incertitude, estimateur de régression, REDD+, Cameroun.

Abstract

Cameroon has been engaged in the REDD+ process since 2008. Countries that are willing to participate must establish a national forest monitoring system that should support the Measurement, Reporting and Verification requirements of UNFCCC. The study proposes a robust statistical method for reducing forest maps uncertainty from 2000 to 2015. The Area of interest is the Emission Reduction Program area that covers an area of 9,313,662 ha. There is high pressure on forest due to agriculture, logging, infrastructure and mining in this area. The methodology consisted in the extraction of the area of interest map (base map) from the 'wall to wall' map of forest cover extent and loss in Cameroon from 2000 to 2015. 348 reference samples in study area were selected from the initial stratified random sampling. Then, the methods of stratified random sampling and the model-assisted approach using blocks were combined to estimate uncertainty. Comparison of forest loss reference samples with base map via the confusion matrix showed about half of samples considered as deforestation were not detected as losses in the 2015 map (64 on 118 samples). A total of 1000×1 km blocks or sample units were visually interpreted by a team of photo-interpreters, independently from the map production team to produce a reference data set representing about 1% of the study area, using 2015 images including Spot 6, Sentinel 2 and scarcely Landsat 7 and 8. The results showed 50% of omission of forest loss in base map especially in croplands and there was an overestimation of forest by base map.

Keywords: forest loss, activity data, uncertainty, regression estimator, REDD+, Cameroon.

1. INTRODUCTION

Le Cameroun est engagé dans le processus de Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégradation des forêts (REDD+) depuis 2008. Les pays désireux d'y participer doivent mettre en place un système national de surveillance des forêts qui réponde aux exigences de la CCNUCC en matière de mesure, de notification et de vérification. Les directives les plus récentes du GIEC devraient servir de base à l'estimation des émissions anthropiques de gaz à effet de serre provenant des forêts. L'analyse des incertitudes notamment en ce qui concerne les données d'activités pour la REDD+ est l'une des exigences desdites directives (IPCC, 2006). Celle-ci garantit la crédibilité et la fiabilité des données, en particulier si elles s'inscrivent dans des actions d'amélioration des politiques ou des inventaires.

Le Cameroun a entamé l'élaboration de son document de programme de réduction des émissions (ER-P) après l'approbation de sa note d'idée de projet par le Fonds carbone du FCPF. L'élaboration de l'ER-P nécessite des statistiques fiables sur l'évolution de la couverture forestière ou données d'activités (données sur l'ampleur des activités humaines entraînant des émissions ou absorptions selon (GFOI, 2014)). Pour l'heure au Cameroun, deux études cartographiques ont été réalisées à l'échelle nationale et quasi nationale. Il s'agit des cartographies forestières historiques et détaillées du Cameroun réalisées dans le cadre du projet OSFT utilisant une méthode de classification réalisée au niveau de chaque image Spot et basée sur des règles ou critères de décision appliqués sur les couches d'information issues du traitement biophysique, les transitions autorisées entre deux états physiques et sur les éventuelles couches d'information exogènes telles que topographie et cadastre (IGNFI, 2015). La cartographie exhaustive de l'étendue et des pertes du couvert forestier au Cameroun entre 2000 et 2015, basée sur une méthodologie automatisée de cartographie utilisant la classification hiérarchique supervisée de «l'arbre de décision» et utilisant des données de base et de référence de Global Forest Change existantes (données Landsat), expliquée par Hansen et al., 2013.

En outre, la compréhension des incertitudes est essentielle, du fait du décalage entre les données et les capacités dans plusieurs pays en développement (Romijn et al., 2012). Ainsi, l'objectif général de cette étude est de proposer une méthode statistique robuste et un plan d'échantillonnage pour la validation des cartes thématiques existantes du couvert forestier du Cameroun et spécifiquement de fournir une méthode pour réduire l'incertitude des données d'activité de 2000 à 2015.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1. Zone d'étude

La zone du programme de réduction des émissions (ER-P) couvre sept départements au sein de trois régions administratives: Dja et Lobo, Océan, Vallée du Ntem, Mvila (région Sud); Nyong et So'o, Nyong et Mfoumou (région du Centre) et Haut Nyong (région de l'Est). La figure 1 montre la

localisation de la zone ER-P. La superficie totale de la zone ER-P est de 9 313 662 ha. Elle se situe dans les zones agro-écologiques à pluviométrie bimodale et monomodale. Les précipitations annuelles moyennes dans la zone monomodale vont de 2500 à 4000 mm. Les sols sont principalement volcaniques avec des sédiments d'origine rocheuse. Les principales cultures comprennent: le café, le cacao, les plantains, le palmier à huile, le gingembre, etc. La zone bimodale connaît des précipitations de 1 500 à 2 000 mm par an réparties sur deux saisons des pluies. Les sols sont principalement acides, ferrallitiques, argileux et peu capables de retenir les nutriments. Les principales cultures comprennent: le cacao, le café, les ignames, les plantains, le maïs, les ananas, etc.

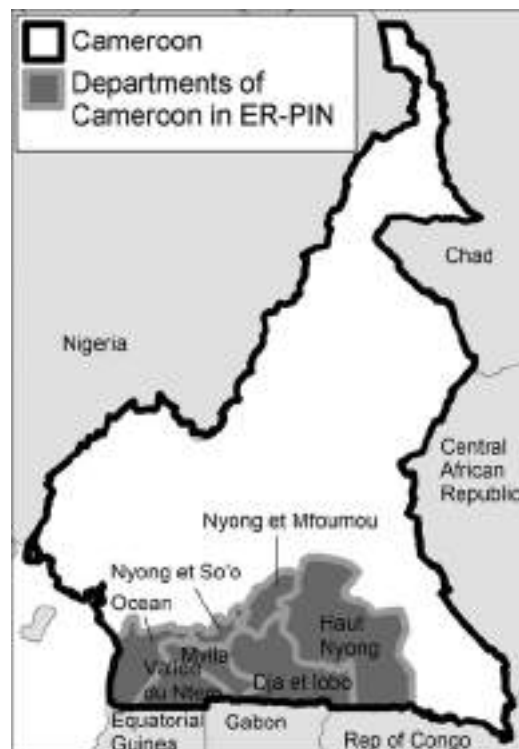


Figure 1. Localisation de la zone d'étude

La cartographie harmonisée OSFT-REDDAF de 2016 révèle qu'environ 93 % de la zone est occupée par la forêt dont 69,78 % de forêt primaire dense humide, 23,63 % of de forêt secondaire dense humide ; 0,26 % par les plantations. Les zones non forestières représentent 7 % de la zone. Les forêts sont pour la plupart de type Congolais sempervirente à l'est et sur la côte. La biomasse totale aérienne et souterraine dans la zone du programme est estimée à 1 725 Mt C / 1,725 Gt de biomasse, ce qui représente environ 37% du total des stocks de carbone du pays. 63% de la superficie totale correspondant à 5 878 000 ha sont classées comme forêt permanente.

La zone fait partie des forêts du partie du Bassin du Congo et comprend la réserve de la biosphère du Dja (DBR), une zone classée au patrimoine mondial de l'UNESCO; la région d'Akom-II et de Bipindi,

une région d'une grande valeur écologique; le sanctuaire des gorilles de Mengame et le parc national de Campo Ma'an. La zone comprend également des sections camerounaises des paysages transfrontaliers TRIDOM (Tri-National Dja-Odzala-Minkebe) et TNS (Tri-National). Les forêts sont pour la plupart des forêts de plaines à feuilles persistantes congolaises à l'est et, dans les zones de drainage côtières, de vastes étendues de forêts atlantiques et biafranes (Letouzey, 1985).

Selon une étude du Ministère camerounais en charge de l'environnement, Les principaux facteurs de déforestation et de dégradation forestière identifiés dans la zone d'étude sont : l'agriculture, l'exploitation forestière minière et les infrastructures (MINEPDED (2017)). (Figure 2)

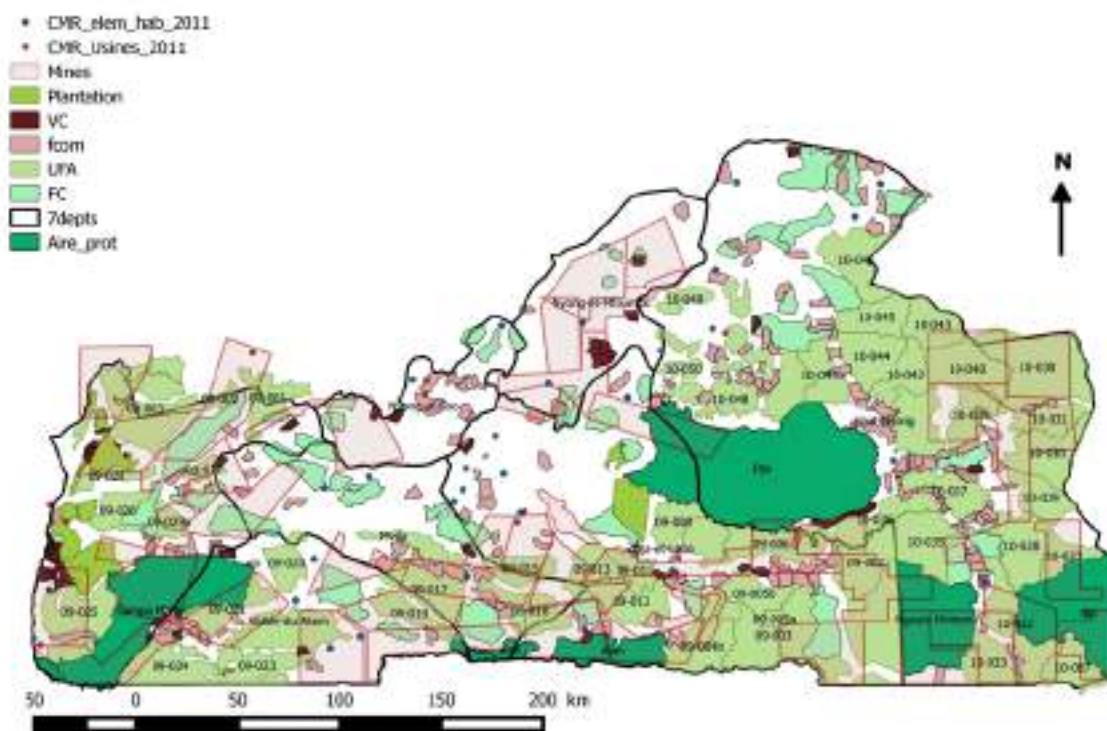


Figure 2. Carte d'utilisation du sol de la zone d'étude

La population résidant dans la région était estimée à 1 152 362 âmes en 2005, comprenant de nombreux groupes ethniques. Les peuples autochtones de la région comprennent les Bakola, les Bagyeli et les Ba'ka. Le tableau 6 présente la répartition démographique dans la zone du programme. De nombreuses communautés rurales de cette région tirent leurs denrées de base de l'agriculture et d'autres tirent des revenus de la vente de cultures, de viande de brousse et d'autres produits forestiers. Les autres utilisations des terres comprennent: l'agriculture de petits exploitants, l'agriculture industrielle, les opérations forestières et les concessions d'exploration minière (MINEPDED (2017)).

2.2. Définition de la forêt

La définition utilisée dans le cadre de ce travail est celle adoptée par le Cameroun pour la REDD+ à savoir : « Sont considérées comme forêts, les terrains recouverts d'une formation végétale à base d'arbres ou d'arbustes, d'une superficie minimale de 0,5ha comportant une végétation dans laquelle les arbres et arbustes ont un couvert minimal de 10%, et peuvent atteindre à maturité une hauteur minimale de 3 m. Exception est faite des plantations agroindustrielles mono-spécifiques à vocation purement économique et qui utilisent des techniques de gestion essentiellement agricoles. Sont toujours considérées comme forêts, des zones anciennement forestières et victimes des perturbations naturelles ayant entraîné la réduction de leur couvert en deçà de 10% et qui sont susceptibles de recouvrer leur statut passé (Ex. séismes, éruptions volcaniques, tornades, incendies...) » MINEPDED, (2015).

2.3. Données de télédétection

La carte de base était issue de la cartographie exhaustive de l'étendue et des pertes du couvert forestier au Cameroun de 2000 à 2015 élaborée à partir de données Landsat (30 m de résolution spatiale) sur la base d'une méthodologie automatisée utilisant la classification hiérarchique supervisée de «l'arbre de décision» décrite par Hansen et al, (2013). Les données de Global Forest Change ont servi de référence pour cette cartographie. La photo-interprétation s'est faite avec des images Spot 6 et Sentinel 2 respectivement de 6 m et 10 m de résolution spatiale.

2.4. Méthode

Les principales étapes de la mise en œuvre de cet étude ont été : collecte et préparation des données de stratification et du plan d'échantillonnage ; photo-interprétation des échantillons ; Analyse statistique et production des estimateurs.

2.4.1. Collecte et préparation des données de stratification

348 échantillons couvrant la zone d'étude ont été extraits du premier jeu de 1550 échantillons de référence tirés sur l'ensemble du pays (Figures 3 et 4). Ces échantillons ont été collectés dans l'application Global Forest Watch, et ont servi à la validation de la cartographie exhaustive élaborée selon la méthode de Hansen et al. 2013. La matrice de confusion construite sur la base de ces échantillons et de la carte 2015 (Tableau 1) a révélé que 54% des échantillons (64 sur 118) considérés comme déforestation ne sont pas détectés comme des pertes sur la carte .

Ainsi pour rechercher les potentielles omissions, les données exogènes existantes ont été analysées en prenant compte des habitudes locales des populations en matière d'utilisation des terres afin de déterminer où les changements sont plus susceptibles de se produire. Il s'agit notamment : du long des réseaux de communication (terrestre et / ou aquatique), l'interface forêt / non forêt, les limites des zones de changement, les limites de concessions forestières et limites des zones agricoles.

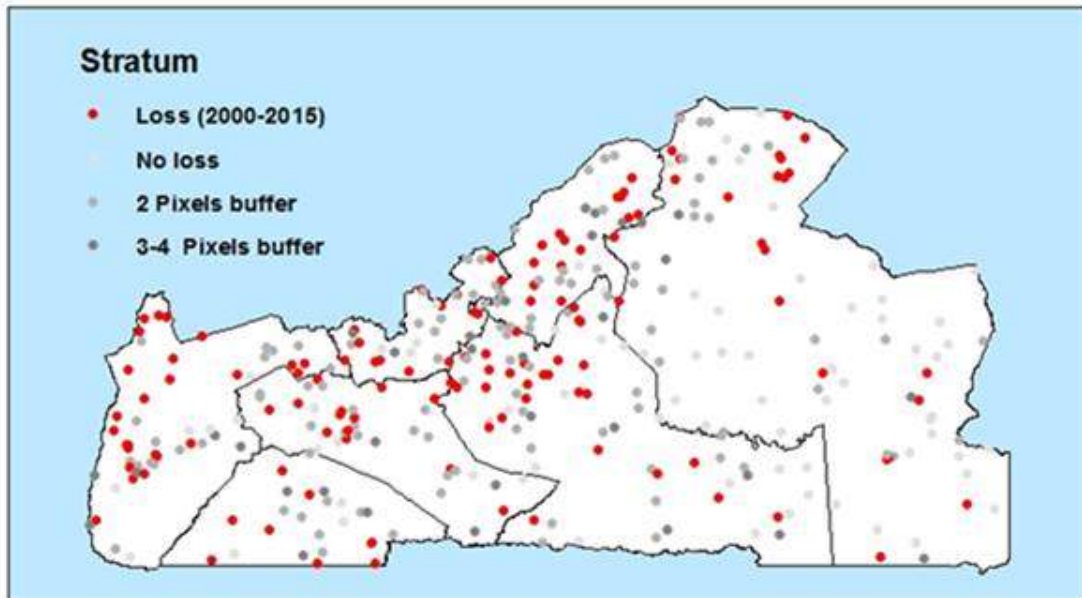


Figure 3. Strates issues du premier échantillonnage

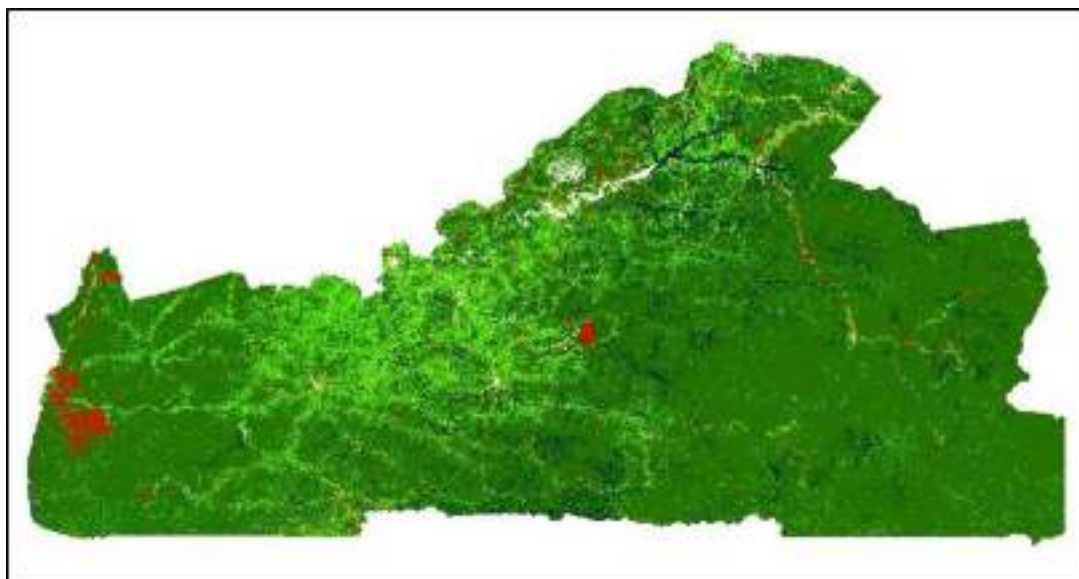


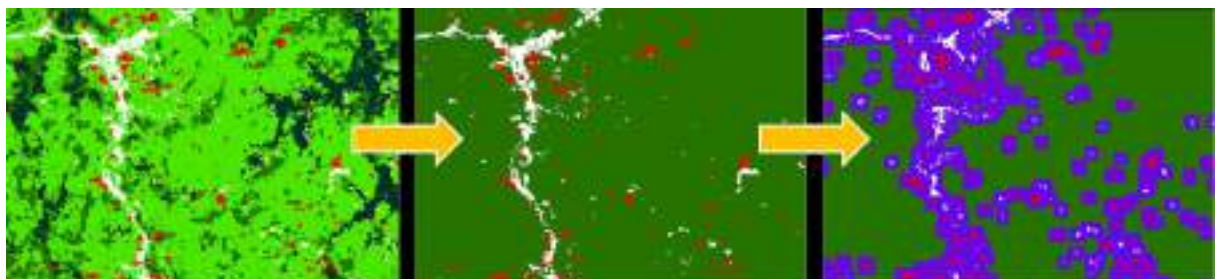
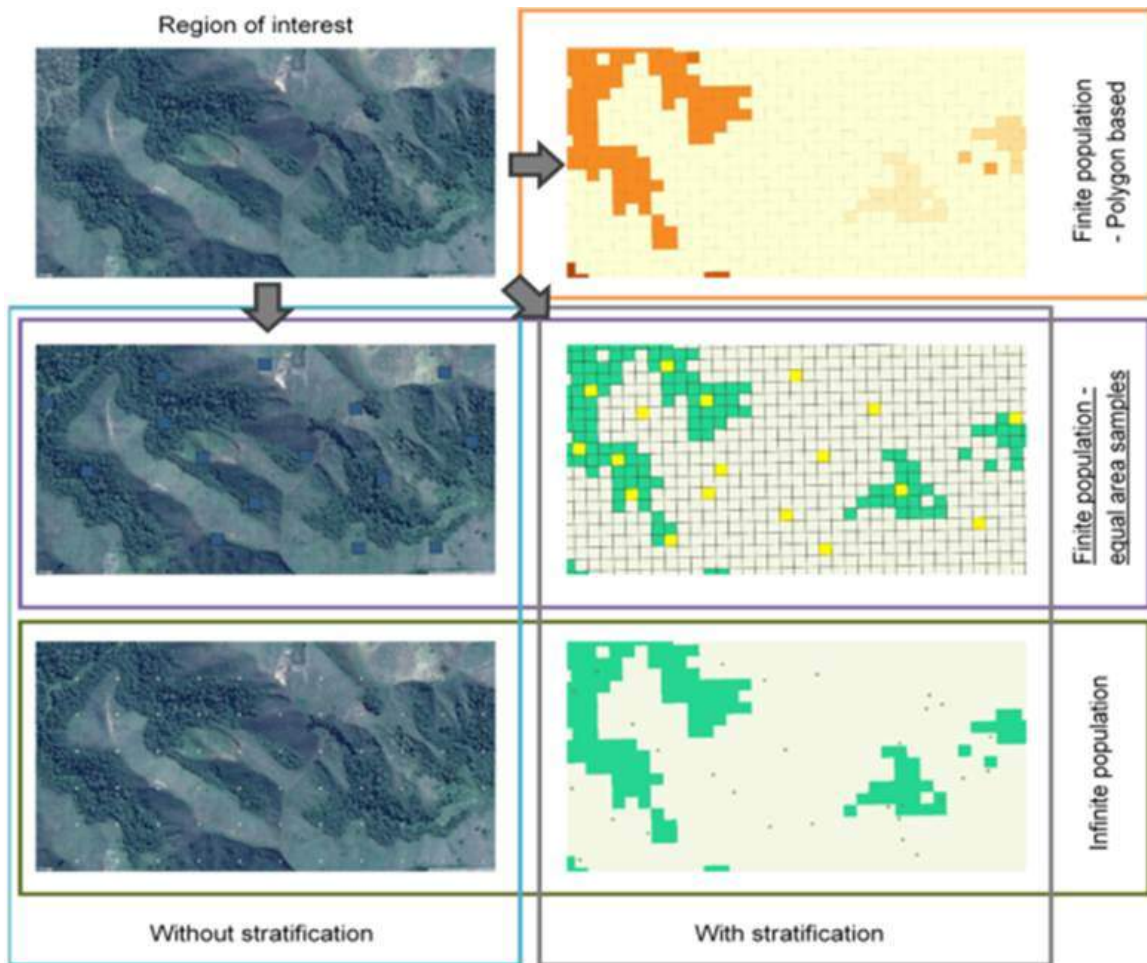
Figure 4. Carte de base 2000-2015

Tableau 1. Matrice de confusion

		REFERENCE 2015												Total		%	
		Non-forest	Primary Dense Humid Tropical Forest	Secondary Dense Humid Tropical Forest	Plantation	Disturbance											
						Construction (Settlement, Airport, etc.)	Croplands	Logging (Road, selective) - Industrial	Natural (Wildfires, windfalls, river meandering and other natural disturbances)	Non-industrial logging	Road construction	Smallholder clearing	summary				
MAP 2015	Non Forest	3		2									0	5	0,01		
	Water	1											0	1	0		
	Primary Forest	1	105	34				2	1	1	1	18	23	163	0,47		
	Flooded Primary Forest		4	1								4	4	9	0,03		
	Secondary Forest	2	7	49		1	1			1	2	27	32	90	0,26		
	Flooded secondary Forest	1	1	2								3	3	7	0,02		
	Plantation	1		1	3		2							2	7	0,02	
	Forest Loss		5	7		2	16	4		1		31	54	66	0,19		
Total		9	122	96	3	3	19	6	1	3	3	83	118	348	1		
Producer accuracy		33,30%	89,30%	53,10%	100,00%								45,80%				
omission		66,70%	10,70%	46,90%	0,00%								54,20%				

2.4.2. Plan d'échantillonnage

La méthode d'échantillonnage adoptée pour le projet est l'échantillonnage aléatoire stratifié à l'aide de segments (figure 5). Les strates de la carte de base (carte des pertes 2000-2015) ont été regroupées en trois strates à savoir : Forêt, Non Forêt et Pertes. Une quatrième strate a été créée ; il s'agit d'une zone tampon de 4 pixels autour des pertes uniquement à l'intérieur de la forêt.



La stratification de base de 30 m de résolution a été rééchantillonnée à 1000 m de résolution par conversion des rasters aux points (avec la valeur du pixel). Puis, 1000 échantillons proportionnels à la surface des strates (1000 km² = 1,1% de la superficie totale) ont été sélectionnés et les points ont été reconvertis en polygones de 1000 m x 1000 m. Parmi les 118 points de référence identifiés comme "événements de déforestation": 54 sont déjà inclus dans la catégorie "perte de forêt" de la carte de 2015 ; 46 sont dans une zone tampon de 4 pixels à l'intérieur des limites de la forêt (F / NF ou F / Perte) ; 39 sont dans une zone tampon de 4 pixels autour des pertes (certaines sont communes avec la couche précédente). En combinant ces 3 strates, nous pouvons identifier 100 points de déforestation sur 118. La majorité des événements de déforestation non détectés proviennent de la classe « petite agriculture ». (Tableau 2)

Tableau 2. Répartition des points

Strate	Nom de la strate	Superficie (ha)	Nombre initial de points	Nombre final de points
1	Non-Foret	112 700	50	56
2	Foret	7 588 500	50	688
4	Changement (perte)	156 400	50	62
5	Omission de changement	1 444 300	50	172
	Total	9 301 900	200	978

2.4.3. Interprétation et numérisation des changements dans les échantillons

L'interprétation et la numérisation des changements dans les échantillons s'est faite par photo-interprétation assistée par ordinateur (PIAO) des images haute résolution, Spot 4 et 6, Sentinel 2 et exceptionnellement Landsat 7 et 8 lorsque les images haute résolution n'étaient pas disponibles ou de mauvaise qualité (nuages). (Figures 7 et 8)

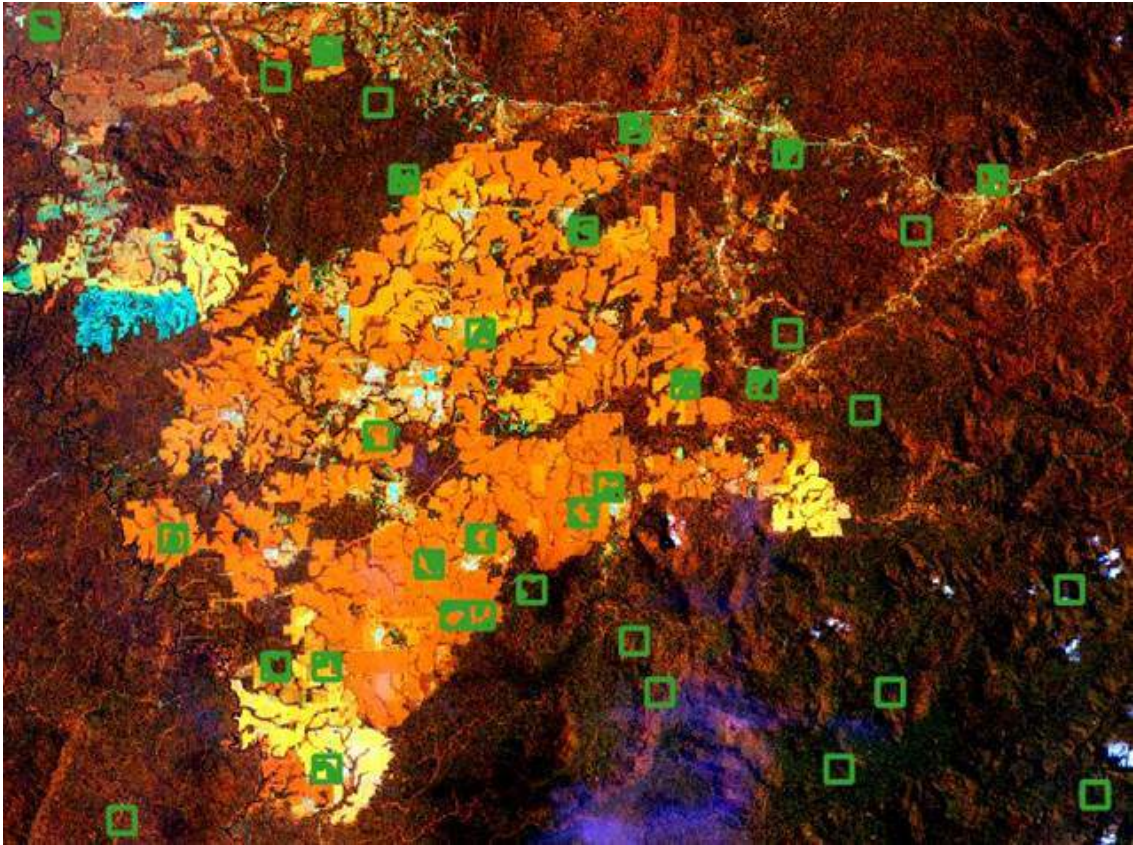


Figure 7. Photo-interprétation des segments (1)

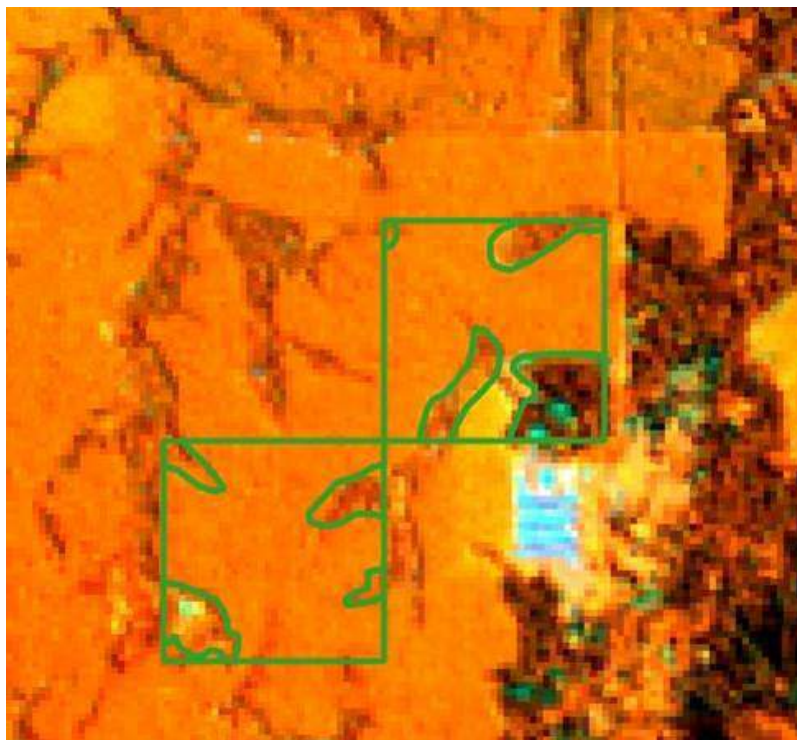


Figure 8. Photo-interprétation des segments (2)

2.4.4. Analyse statistique et production des estimateurs

Les analyses ont consisté à utiliser deux estimateurs comme décrit par Sannier et al. (2014). à savoir (1) l'estimateur direct qui n'utilise pas les informations de la carte et (2) l'estimateur de régression assistée par modèle (MAR) qui utilise les informations de la carte.

Les estimateurs directs découlent de la méthode Olofsson et al. (2014). Une strate d'omission de changement a été ajoutée sur la base de l'analyse d'un premier échantillonnage stratifié classique comme indiqué par Olofsson et al. (2014) sur la base de la carte produite, et des échantillons surfaciques (segments) ont servi d'unité d'échantillonnage au lieu des points.

Les estimateurs MAR ont été utilisés avec la combinaison des données de référence et de carte au niveau du segment pour estimer les moyennes de population pour les deux variables de réponse. Ces estimateurs de régression décrits par Sannier et al. (2014) ont également pris en compte la carte de base dans l'estimation finale des surfaces. Par conséquent, si la carte est de bonne qualité, l'incertitude peut être réduite de manière très significative.

3. RÉSULTATS

Le Tableau 3 présente les résultats obtenus en termes de couvert forestier et de pertes de couverture forestière en utilisant les estimateurs directs et de régression.

Tableau 3. Résultats

		2000	2015	Déforestation
Zone d'étude	(ha)	9 318 500		
Estimateur Directe	(ha)	8 874 417	8 749 937	140 891
	(%)	0,95	0,94	0,02
Estimateur Directe à 95% d'Intervalle de Confiance	(ha)	53 953	57 708	25 078
	(%)	0,58	0,62	0,27
Statistiques de la carte de base	(ha)	9 124 653	8 934 658	189 995
	(%)	0,98	0,96	0,02
Estimateur de régression	(ha)	8 841 241	8 730 811	123 848
	(%)	0,95	0,94	0,01
Estimateur de régression à 95% d'Intervalle de Confiance	(ha)	45 396	45 599	25 138
	(%)	0,49	0,49	0,27

3.1. Estimateurs directs

S'agissant du couvert forestier, la zone est fortement recouverte par de la forêt à plus de 95% avec une incertitude de l'ordre de 1,5%.

Les pertes de couverture forestière sont de l'ordre de 173 000 ha sur 15 ans soit près de 12 000 ha annuel ou 0,12%. Ce qui semble globalement assez faible. Cependant l'incertitude est grande puisque si on prend en compte les intervalles de confiance, la déforestation sera comprise entre 131 500 et 214 500 ha. Ce qui veut dire qu'il y a une probabilité de 95% que la vraie valeur de déforestation soit comprise entre ces deux valeurs. Par conséquent, Il n'y a pas d'amélioration de la régression par rapport à la méthode directe en raison du manque de cohérence entre les données de référence et la carte.

3.2. Estimateurs de régression

Parlant de la couverture forestière, il y a une réduction substantielle de l'intervalle de confiance sur 2000 et 2015, qui montre l'utilité de la carte. L'efficacité relative (ratio de la variance de la méthode directe par la variance de la régression) est supérieure à 1 autour de 1,6 ; ce qui indique que la carte permet d'obtenir la même variance que celle qui aurait été obtenue avec 60% d'échantillons supplémentaires. Pour ce qui concerne les pertes, il n'y a pas d'amélioration de la régression par rapport à la méthode directe. Ceci serait lié au manque de cohérence entre les données de référence et la carte.

4. CONCLUSION

Cette étude consistait à mettre en œuvre une méthode statistique permettant de réduire l'incertitude des données d'activités du Cameroun entre 2000 et 2015. Pour ce faire, un échantillonnage stratifié aléatoire sur la base des segments a été fait suivi de la production d'un estimateur direct et d'un estimateur de régression assisté par modèle. L'analyse des résultats issus des deux approches révèle une incohérence entre la carte et les échantillons ; une forte omission des changements sur la carte de base 2000-2015 et une surestimation de la classe forêt sur ladite carte. Ce constat peut se vérifier par l'analyse de la matrice de confusion réalisée avec les 348 points de référence collectés sur la zone d'étude ainsi que la variance des estimateurs issus de l'analyse des 1000 segments interprétés.

A priori, quelques actions pourraient être engagées dans l'optique de réduire la variance de ces estimateurs, en l'occurrence l'uniformisation de la prise en compte de la forêt, des terres cultivées et le respect strict du seuil de 10% de couvert arboré lors de la production de la carte et l'interprétation des échantillons. Probablement améliorer l'analyse par PIAO en 3 classes (Forêt, Non Forêt, Changement) et la carte en ce qui concerne l'échantillonnage, les traitements et les améliorations manuelles. Par ailleurs, une révision de la carte pourrait véritablement contribuer à l'amélioration des statistiques avec un intervalle de confiance élevé.

REMERCIEMENTS

Nous remercions s'adressent aux responsables du projet OSFACO pour l'appui financier ainsi que SIRS et IGN FI pour l'appui technique, qui ont contribué à la mise en œuvre de cette étude.

Références bibliographiques

GFOI, 2013. – Intégration des données de télédétection et d'observation au sol pour l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre dans les forêts: Méthodes et pratiques recommandées par Initiative mondiale pour l'observation des forêts, 192 p.

Hansen M.C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S. V., Goetz S. J., Loveland T. R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C. O., Townshend J. R. G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change; *Science* 342, 850 (2013), 32 p.

IGN FI, 2015. Cartographies Forestières Historiques et détaillées du Cameroun : Résultats statistiques finaux et Métadonnées, 138 p.

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4 AFOLU, chapter 3, 42 p.

Letouzey, 1985. Notice de la carte phytogéographique du Cameroun, p. 95-142.

MINEPDED, 2017. Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) Carbon Fund: Cameroon Emission Reductions Program Idea Note (ER-PIN) in southern Cameroon, submitted on October 16th 2016, 104 p.

MINEPDED, 2017. Analyse approfondie des moteurs de la déforestation et la dégradation en tenant compte des cinq zones agro écologiques : Rapport final 31 aout 2017, 254 p.

MINEPDED, 2018. Stratégie nationale de réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts, gestion durable des forêts, conservation des forêts et augmentation des stocks de carbone. Version de juin 2018, 93 p.

Olofsson P., Foody G.M., Herold M., Stehman S.V., Woodcock C.E., Wulder M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. Elsevier, *Remote Sensing of Environment*, 16 p.

Romijn, Herold, Kooistra, Murdiyarsa, & Verchot, 2012. Assessing capacities of non-Annex I countries for national forest monitoring in the context of REDD+. *Environmental Science and Policy*, 20, p. 33–48.

Sannier C., McRoberts R.E., Fichet L-V., Makaga E.M.K., 2014. Using the regression estimator with Landsat data to estimate proportion forest cover and net proportion deforestation in Gabon, Elsevier, *Remote Sensing of Environment* 151 (2014) 138–148.

Stehman S., 2013. Estimating area from an accuracy assessment error matrix, *Remote Sensing of Environment* 132 (2013) 202-211.

Tyukavina A, Stehman S. V, Potapov P. V, Turubanova S. A, Baccini A, Goetz S. J, Laporte N. T, Houghton R. A and Hansen M.C., (2013): National-scale estimation of gross forest aboveground carbon loss: a case study of the Democratic Republic of the Congo; *Environmental Research, Letters*, 8 (2013) 044039, 14 p.

Cartographie du couvert forestier et des changements en république du Congo

OUISSIKA Brice Chérubins ^(1,*), MILANDOU Carine Saturnine ^(1,2)

⁽¹⁾ Centre National d'Inventaire et d'Aménagement des Ressources forestières et Fauniques (CNIAF),
Cellule MNV, Ministère de l'Économie Forestière.

⁽²⁾ Département de Géosciences Environnement, Faculté des Sciences et Technique, Université Marien
Ngouabi, République du Congo.

(*) Auteur correspondant : OUISSIKA Brice Chérubins, ocherubins@yahoo.fr

Résumé

Dans le cadre du processus REDD+, la République du Congo s'est lancée dans une étude relative à la connaissance de la situation antérieure et actuelle de son couvert forestier. Cinq produits cartographiques ont été réalisés à cet effet, présentant chacun des caractéristiques qui lui sont spécifiques. Ces produits, élaborés à des différentes dates, présentent des superficies forestières variables, entre 22 et 24 millions d'hectares. Les pertes par contre, présentant un taux annuel faible, variant entre 0,02% et 0,07%, placent la République du Congo dans la catégorie des pays à forte couverture forestière et un taux faible de déforestation. Ces produits cartographiques, d'auteurs différents ayant utilisé des méthodologies qui leurs sont propres, sont complémentaires et pertinents, et ont permis à la République du Congo de poser des bases solides pour son système de suivi des forêts.

Mots clés : Cartographie, Couvert forestier, République du Congo, REDD+, carte forestière, changement,

Abstract

As part of the REDD + process, the Republic of Congo has embarked on a study on the knowledge of past and present forest cover. Five cartographic products have been produced for this purpose, each presenting specific characteristics. These products, developed at different dates, have variable forest areas, between 22 and 24 million hectares. The losses, however, with a low annual rate, ranging between 0.02% and 0.07%, place the Republic of Congo in the category of countries with high forest cover and a low rate of deforestation. These cartographic products, from different authors using their own methodologies, are complementary and relevant, and have allowed the Republic of Congo to lay solid foundations for its forest monitoring system.

Keywords: Cartography, Forest cover, Republic of the Congo, REDD +, forest map, change,

I.

1. INTRODUCTION

La République du Congo, située en Afrique Centrale, au cœur du deuxième massif forestier mondial dénommée « Bassin du Congo », s'étend sur une superficie de 342.000 km² de part et d'autre de l'équateur. La forêt couvre presque les deux tiers du pays et est répartie entre deux massifs principaux au Nord et au Sud du pays (FRA, 2010). Plus de 80% de la superficie forestière nationale font partie du domaine forestier de l'Etat, ce qui fait de l'Etat le principal propriétaire forestier. (CNREDD, 2010). La situation du couvert forestier qui n'est pas uniforme sur l'ensemble du pays, varie en fonction de la densité de la population, de la qualité des infrastructures de transport, de la richesse des forêts, de l'historique de leur exploitation et de l'existence de zones urbaines (CNREDD, 2017).

Au-delà de leurs fonctions de puits et de stocks de carbone, les forêts de la République du Congo fournissent depuis longtemps de nombreux autres services écosystémiques. Certains services, tels que la fourniture de produits forestiers non ligneux (PFNL), le contrôle de l'érosion des sols et de la sédimentation, de régulation de la qualité de l'eau ou du climat local, sont d'une grande importance pour la subsistance de certaines populations du pays (CNIAF et UNEP-WCMC, 2015).

Les services des forêts contribuent également à la viabilité de certains des investissements nationaux prévus dans les plans de développement nationaux, par exemple à travers les services hydrologiques ou de régulation des sols. Les produits forestiers ligneux et les produits forestiers non ligneux, ainsi que les services environnementaux fournis par la forêt et la faune sauvage, comptent parmi les bénéfices multiples de l'écosystème forestier (CNIAF et UNEP-WCMC, 2015).

En dépit de ces différents potentiels, l'information relative à l'évolution du couvert forestier, la gestion et l'utilisation rationnelles des ressources naturelles de la République du Congo n'était donnée exclusivement, avant 2015, que par la FAO dans le cadre de l'évaluation des ressources forestières mondiales (FRA 2005, 2010, 2015). Cependant, avec l'adhésion du Congo au processus REDD+ en 2008, marquée par la soumission et l'approbation de la proposition pour la préparation à la REDD+ (RPP) en 2010, il est apparu nécessaire de connaître la situation historique du couvert forestier au moyen de la télédétection, afin d'évaluer les données d'activités et les émissions liées au secteur forestier.

Selon le programme REDD+, la réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts nécessite le suivi, la vérification et le rapportage des superficies forestières, des stocks de carbone et des émissions qui en résultent. (Hewson et al. 2014; CNIAF, 2015).

Pour ce faire, avec l'appui technique des partenaires au processus REDD+, de nombreuses études de suivi du couvert forestier historique ont été initiées, ayant abouti à la production des cartes du couvert forestier et de changement, suivant la période de l'étude.

A ce jour, la République du Congo compte cinq (5) produits cartographiques couvrant la période de 1990 à 2016. Chacun de ces produits présente des caractéristiques qui lui sont spécifiques.

Il s'agit de :

- la carte de changement du couvert forestier de 1990 à 2000 et 2000 à 2010 ;
- l'étendue et perte des forêts en République du Congo de 2000 à 2005 et 2005 à 2010 ;
- la carte de changement du couvert forestier en République du Congo pour la période de 2000 à 2012 ;
- la carte du couvert forestier et des pertes de 2000 à 2014 de la République du Congo ;
- la carte de suivi du couvert forestier en République du Congo de 2014 à 2016.

Le présent document présente succinctement ces différents produits cartographiques.

2. LES PRODUITS CARTOGRAPHIQUES DU SUIVI DU COUVERT FORESTIER

2.1. Cartes des changements du couvert forestier 1990-2000, 2000-2010 (GSE-REDD-S6-RoC-Ph3, 2013)

Cette carte a été produite par la société allemande GAF-AG (Consultant et prestataire principal) sous le programme de la Surveillance mondiale pour l'environnement et la sécurité (GMES). Ce projet est une initiative de l'Agence Spatiale Européenne (ESA) et de l'Union Européenne (UE).

2.1.1. Données et méthodes

Deux types de données ont été utilisés : Les données de télédétection et les données auxiliaires.

- Les données de télédétection ont été constituées de :
 - Images de type Landsat TM (Thematic Mapper) 4, 5 et Landsat 7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) de résolution spatiale de 30 mètres. Au total, 221 scènes de ont été acquises pour la période de 1984 à 2002 pour l'ensemble du pays. Dans certains cas, plusieurs images ont été acquises par ligne/colonnes afin de réduire la zone affectée par la brume et les nuages, et fournir autant que possible, un produit complet ;
 - Landsat 8 OLI (30 m de résolution), Spot 4 (20 m de résolution), Spot 5, RapidEye (5m à 6,5 m de résolution) et DMC, ont constitué la couverture 2010.
- Les données auxiliaires sont :
 - Modèle Numérique d'Élévation (MNE), d'une résolution de 90m x 90 m
 - Données spatiales pertinentes pour la gestion forestière et la gouvernance (les limites des concessions forestières et des aires protégées, les routes, ...)
 - Global Land Survey (GLS), un système global de l'ensemble des données de la terre pour le suivi des changements.
 - Base de données des régions administratives dans le monde (GADM)

Les cartes de suivi du couvert forestier de 1990 à 2000 et 2000 à 2010 ont été élaborées suivant les spécifications cartographiques ci-après :

- cartographie complète : approche wall to wall ; (la classification est réalisée sur l'ensemble du pays contrairement à la classification par échantillonnage).
- années historiques: 1990; 2000; 2010 (+/-2);
- Unité Minimale de Cartographie (MMU): 1 ha;
- classification basée sur la Segmentation ;
- logiciel : eCognition (Definiens Imaging)
- classes thématiques :
 - Forêt
 - Non Forêt

La chaîne de production utilisée dans ces travaux est présentée par la Figure 1 ci-dessous.

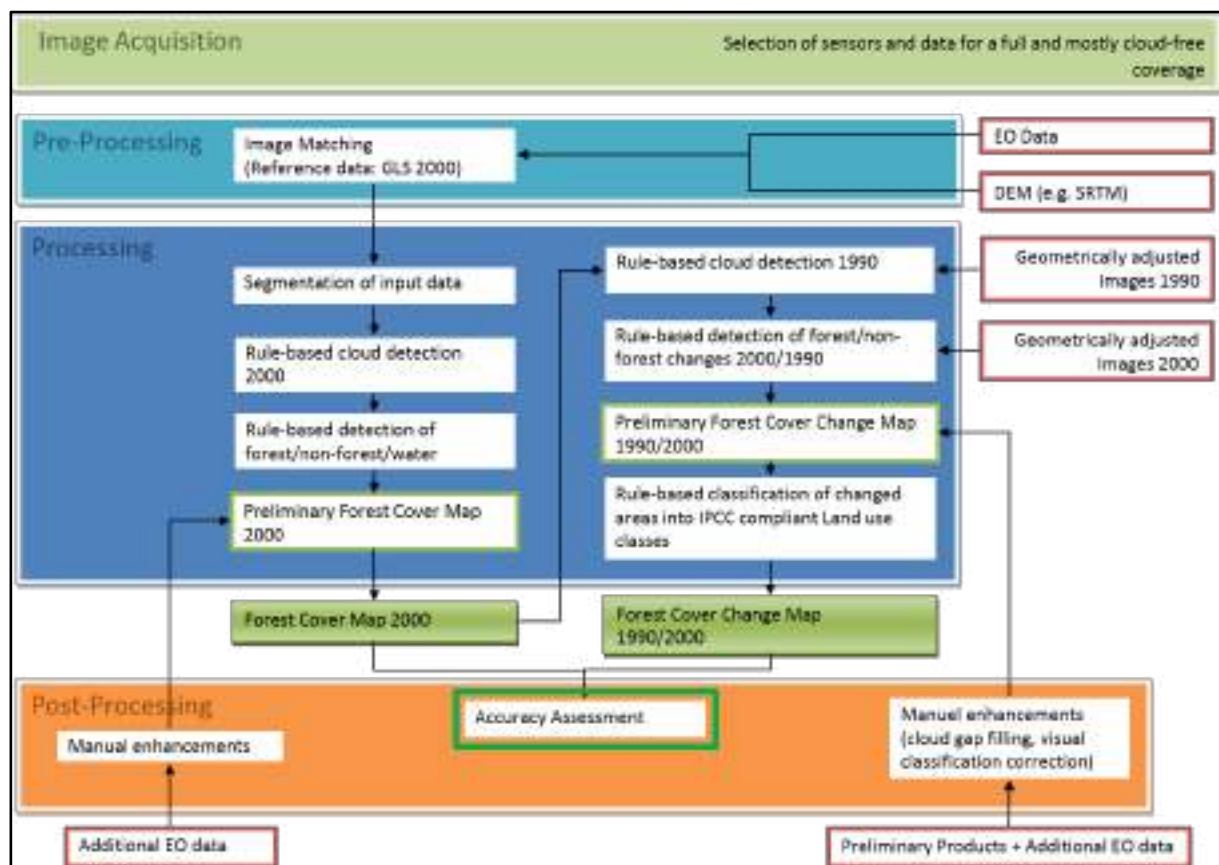


Figure 1 : Chaîne de production cartographique (GAF, 2013)

2.1.2. Résultats

Les résultats de ces travaux sont présentés sous forme des cartes accompagnées des statistiques zonales pour chaque classe de la carte, suivant la période.

Ainsi, les Figures 2 et 3 ci-après illustrent les cartes de changement du couvert forestier pour les périodes allant de 1990 à 2000 et de 2000 à 2010. Les zones en rouge indiquent les pertes de forêt ou zones de conversion de forêt en d'autres occupations /utilisations du sol (changement).

Les statistiques zonales indiquent une couverture forestière qui représente 69,86 % du territoire national, soit 22 779 373 hectares en 2000 et 128 374 ha de pertes, soit 0,41 % entre 1990 et 2000. Le taux annuel de perte est de 0,02%. Par contre entre 2000 et 2010, la forêt a été évaluée à 22 666 973 ha, soit 68,85% du territoire national et 184 260 ha de perdu, soit un taux annuel de 0,03 %. La précision des cartes, issue de l'analyse de l'exactitude du produit à travers la matrice de confusion, est de près de 90 %.



Figure 2 : Carte des changements entre
1990 et 2000



Figure 3 : Carte des changements entre
2000 et 2010

2.2. Étendue et perte des forêts en république du Congo de 2000-2005, 2005-2010 (FACET, 2012)

Ce travail cartographique a été réalisé sous l'initiative de la Forêt d'Afrique Centrale Evaluée par Télédétection (FACET), avec l'Observatoire Satellital des Forêts d'Afrique Centrale (OSFAC), dont le but était d'évaluer quantitativement la dynamique spatiotemporelle des changements forestiers en Afrique Centrale.

2.2.1. Données et méthodes

Les données utilisées ont été constituées des images Landsat TM et ETM+ de 1999 à 2010. Une recherche exhaustive des archives Landsat Enhanced Thematic Mapper plus (ETM +), totalisant 2 491 images avec une couverture nuageuse inférieure à 50% selon les métadonnées, a été réalisée afin de générer les analyses de l'étendue et de la perte du couvert forestier.

Des mosaïques d'images ont été réalisées sur base des bandes moyen infrarouge, proche infrarouge et rouge du capteur ETM+ et représentent trois périodes: autour de 2000, autour de 2005 et autour de 2010, en utilisant la valeur médiane de 5 observations sans nuages les plus proches du 1er Juillet de l'année. Les données ETM + ont été ré-échantillonnées à une résolution spatiale de 60m. Les valeurs des images représentent la réflectance au-dessus de l'atmosphère (TOA) normalisée à partir des données MODIS sur lesquelles une correction atmosphérique a été appliquée. Les valeurs de réflectance par bande sont échelonnées sur des valeurs numériques allant de 1 à 255.

La méthode de classification utilisée est celle du « Wall-to-Wall », développée conjointement par les universités américaines du Dakota du Sud et du Maryland, dans le cadre du programme CARPE. Elle est basée sur l'utilisation de données satellites multi-temporelles, avec les spécifications cartographiques suivantes :

- années historiques : 2000 - 2010
- Unité Minimale de Cartographie (MMU): 1 ha
- logiciels utilisés :
 - PCI Geomatica pour le traitement des images
 - R pour l'algorithme arbre de décision
- classes thématiques :
 - Forêt primaire
 - Forêt secondaire
 - Forêt marécageuse
 - Savane arborée
 - Non Forêt

2.2.2. Résultats

Les résultats statistiques sont consignés dans le tableau 1. La distribution spatiale des différentes classes de la carte sont illustrées par la Figure 4 ci-dessous.

Tableau 1. Classes de la carte et leurs superficies

Classes thématiques	Superficie		Pertes (ha)	Taux moyen annuel perte (%)	Analyse de la précision
	(ha)	%			
Forêt Primaire	11 770 806	67,23	110 053	0,07	ND
Forêt Secondaire	853 436				
Forêt Marécageuse	10 144 277				
Non Forêt	10 999 066	32,77			
Eau	99 733				

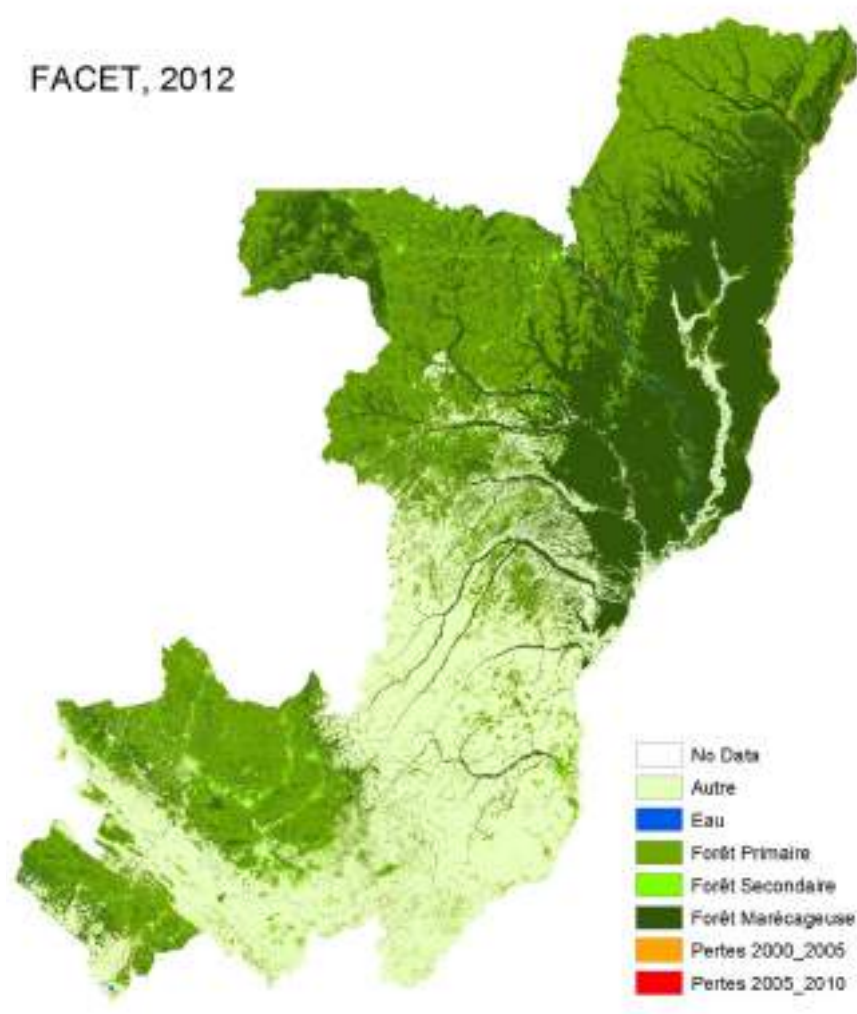


Figure 4 : Étendue et perte des forêts en République du Congo de 2000 à 2005 et 2005 à 2010 (FACET, 2012)

2.3. Carte de changement du couvert forestier en république du Congo pour la période 2000-2012 (CNIAF, 2015)

Cette cartographie a été réalisée par le CNIAF avec l'appui technique de la FAO par le programme ONU-REDD.

2.3.1. Données et méthodes

Les données utilisées ont été:

- les images satellites :
 - Landsat 7 ETM de 2000, issus de la mosaïque du produit Global Forest Change 2000–2013 de l'Université du Maryland ;
 - Landsat 8 OLI de 2010, issus de la mosaïque du projet WELD (World Enabled Landsat Dataset), avec des scènes sous forme HDF.
 - Spot 2010, ont été des pivots acquis par l'intermédiaire du projet AFD-ASTRIUM Bassin du Congo
- les cartes forestières, sont
 - Carte forestière de GAF (2000-2010) (Résolution 20 m, gains et pertes vers les classes du GIEC, MMU 1 ha) ;
 - Carte forestière de FACET (2000-2010) (Résolution 60 m, pertes pour 2000-2005-2010) ;
 - Carte forestière de GFC (2000 à 2013) (résolution 30m, pertes annuelles de couverture arborée,
- Les données vectorielles, essentiellement les shapefiles des limites territoriale et départementales

La cartographie 2000-2012 résulte de la combinaison des 3 produits cartographiques existants : FACET et GAF, pour couvrir la période 2000 à 2010, puis les données extraites de Global Forest Change (GFC) pour la période 2010-2012. La combinaison des produits a été faite à travers un arbre de décision clair et compréhensible, implémenté dans R, afin de répondre à la définition de la forêt adoptée en mars 2014 (superficie minimale 0,5 ha, hauteur minimale des arbres : 0,5 m et une couverture minimale du houppier de 30%).

2.3.2. Résultats

La carte de changement de couvert forestier en République du Congo pour la période 2000-2012 (Figure 5) révèle que les forêts de la République du Congo couvrent une superficie de 23.517.000 hectares, soit 69% du territoire national. Elles ont perdu 145.000 hectares de forêt, soit un taux moyen de perte annuelle de 0,052%. L'analyse de la précision a été réalisée sur la carte, en suivant les bonnes pratiques décrites par Olofsson et al., (2013). La précision globale de la carte est de 90 %.

Cette carte a servi de base pour l'élaboration du Niveau d'Émission de Référence pour les Forêts (NERF) (CNREDD, 2017) évalué à 35, 48 millions teCO₂/an.

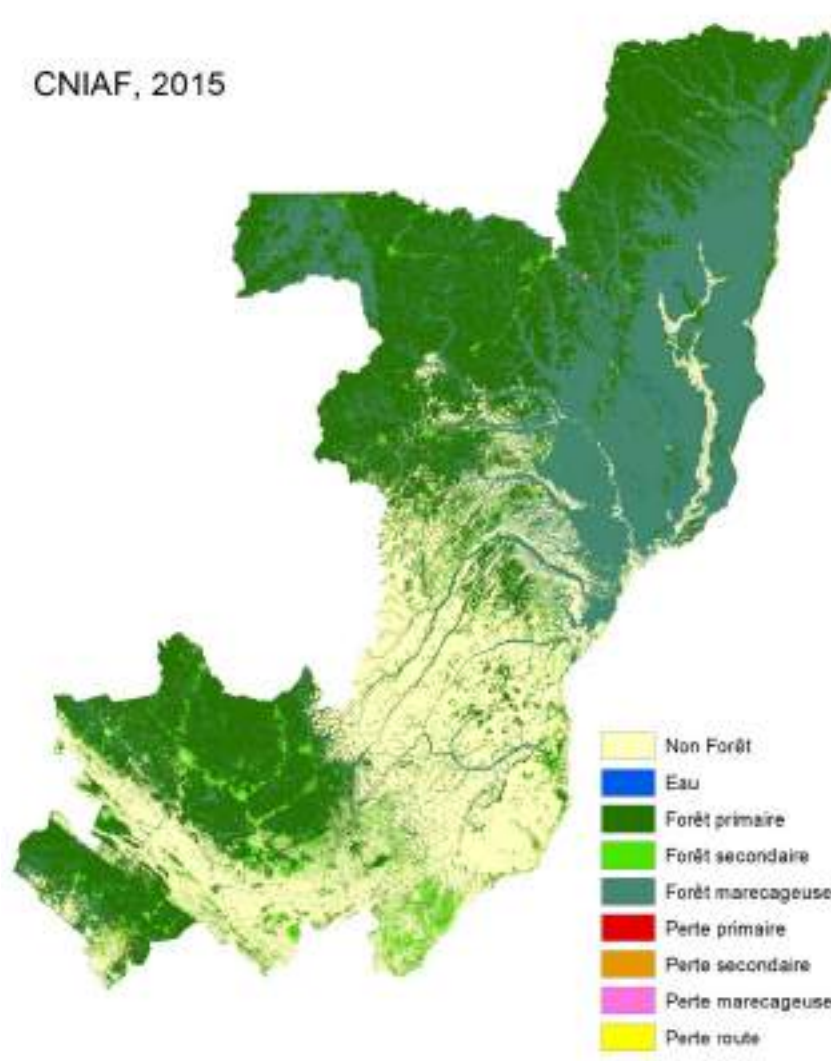


Figure 5 : Carte du couvert forestier et des pertes de 2000 à 2012 (CNIAF, 2015)

2.4. Cartographie du couvert forestier et des pertes de 2000-2014 de la république du Congo (CNIAF, UMD, 2015)

Cette cartographie a été réalisée par le CNIAF avec l'assistance technique de l'Observatoire Satellital des Forêts d'Afrique Centrale (OSFAC) et de l'Université du Maryland (UMD).

2.4.1. Données et méthodes

Deux mosaïques d'images de 2000 et 2014 ont été formées, constituées des Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM et Landsat 8 OLI. L'image MODIS a permis de faire la normalisation. Pour caractériser des zones marécageuses, des données supplémentaires ont été ajoutées. Il s'agit de : SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) de 30m et PALSAR ((Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar) de 50m. Des fichiers de formes (Shapefile) ont été utilisés, principalement les limites des plantations, du contour du Congo, des départements administratifs, des concessions Forestières et des aires protégées.

La méthodologie est celle du « Wall to Wall » développée par l'Université du Maryland. Cette méthodologie automatisée utilise la Classification Hiérarchique de « l'Arbre de décision » (Decision Trees). Le programme est écrit dans le Langage informatique « PERL » et tourne avec le logiciel PCI Geomatica, comme indiqué dans les Figures 6 et 7 ci-après.

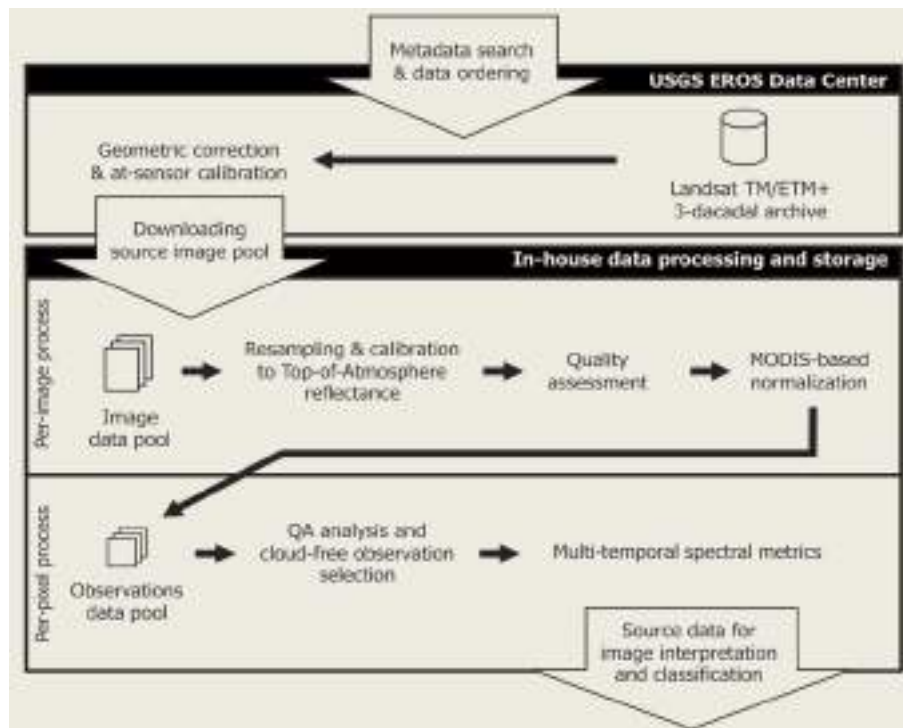


Figure 6 : Processus de production d'après Potapov P, 2012

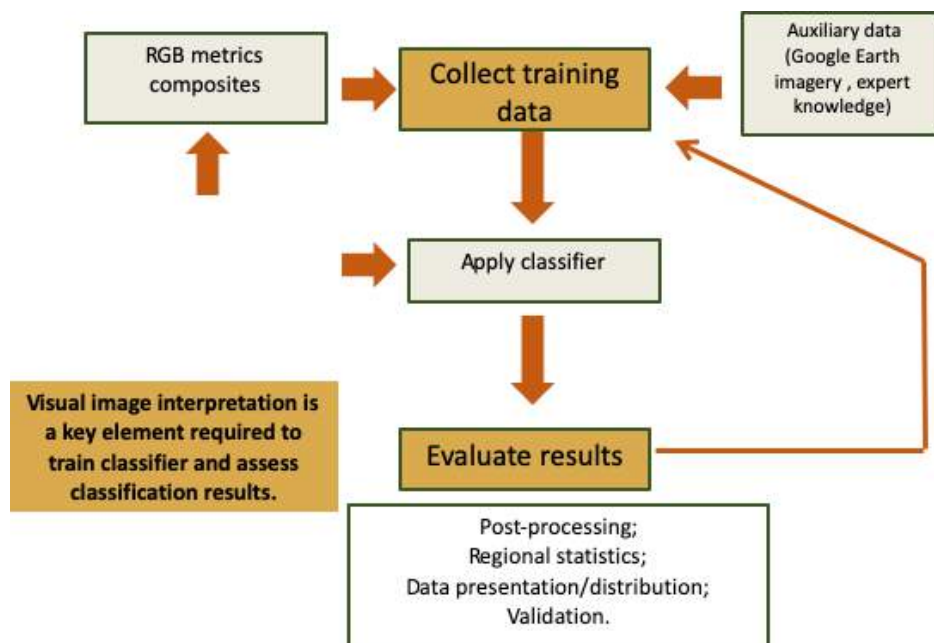


Figure 7 : Méthode d'interprétation et de classification des images d'après Potapov P, 2012

2.4.2. Résultats

La cartographie du couvert forestier et des pertes de 2000 à 2014 de la République du Congo a indiqué une superficie de 24 009 407 ha de forêt, soit 70,74 % de la superficie totale du pays. Les pertes évaluées à 295 957 ha, représentent un taux moyen de 0,06 %. (Tableau 2, Figure 8).

Tableau 2 : Statistiques de la carte du couvert forestier (CNIAF, UMD)

Classes thématiques	Superficie		Pertes (ha)	Taux moyen annuel perte (%)	Analyse de la précision
	(ha)	%			
Forêt Primaire sur terre ferme	14 219 978	70,52	295 957	0,062	ND
Forêt Secondaire sur terre ferme	2 504 939				
Plantation Forestière	59 417				
Forêt primaire Marécageuse	7 077 731				
Forêt secondaire Marécageuse	254 995				
Autres marécages	798 329	29,48			
Non Forêt	9 212 027				
Eau	72 584				



Figure 8 : Carte du couvert forestier et des pertes de 2000 à 2014 de la République du Congo (CNIAF, UMD, 2015)

2.5. Carte de suivi du forestier en république du Congo de 2014-2016 (CNREDD, 2018)

La production de la carte de suivi du couvert forestier de la République du Congo pour la période allant de 2014 à 2016 a été réalisée par la Coordination Nationale REDD à travers sa Cellule MNV, en collaboration avec le Centre National d'Inventaire et d'Aménagement des Ressources Forestières et Fauniques (CNIAF), et l'assistance technique de la FAO par le biais du Programme ONU-REDD, et le FCPF.

2.5.1. Données et méthodes

La carte du changement 2014-2016 a été produite sur la base de la combinaison des produits suivants :

- la carte du couvert forestier de 2014, issue du produit ci-dessus citée (CNIAF, UMD, 2015) ;
- la carte des pertes du couvert forestier de l'année 2015 ;
- la carte des pertes du couvert forestier de l'année 2016.

Les cartes des pertes sont issues de l'interprétation visuelle et de la cartographie manuelle (méthodologie de TERRA AMAZON) à partir des images satellitaires de type Landsat 8 OLI de 2015 et 2016, et les Sentinel 2A de 2016. La cartographie des pertes a pris en compte la définition de la forêt, notamment l'unité minimum de cartographie (0,5 ha).

Les images satellitaires Landsat 8 de 30 mètres de résolution spatiale, proviennent de la plateforme de téléchargement EarthExplorer de l'Institut d'Etudes Géologiques des Etats-Unis (USGS) (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Elles sont en projection UTM 33 S, système de référence géodésique WGS84, correction géométrique niveau 1T (<http://landsat.usgs.gov/geometry.php>). Les images Sentinel 2016 de 10 mètres de résolution, proviennent de la collaboration institutionnelle CNREDD/JRC.

La fusion de ces trois produits cartographiques a été réalisée par le biais d'un calcul raster (Figure 9). La carte résultante a fait l'objet d'une évaluation de l'exactitude suivant la méthode d'Olofson et al. (2014), ayant conduit à l'estimation des superficies de chaque strate de la carte.

2.5.2. Résultats

Les résultats statistiques obtenus sont consignés dans le tableau 3 ci-dessous. La carte est illustrée par la Figure 10. La carte présente une précision globale de 96,31 %.

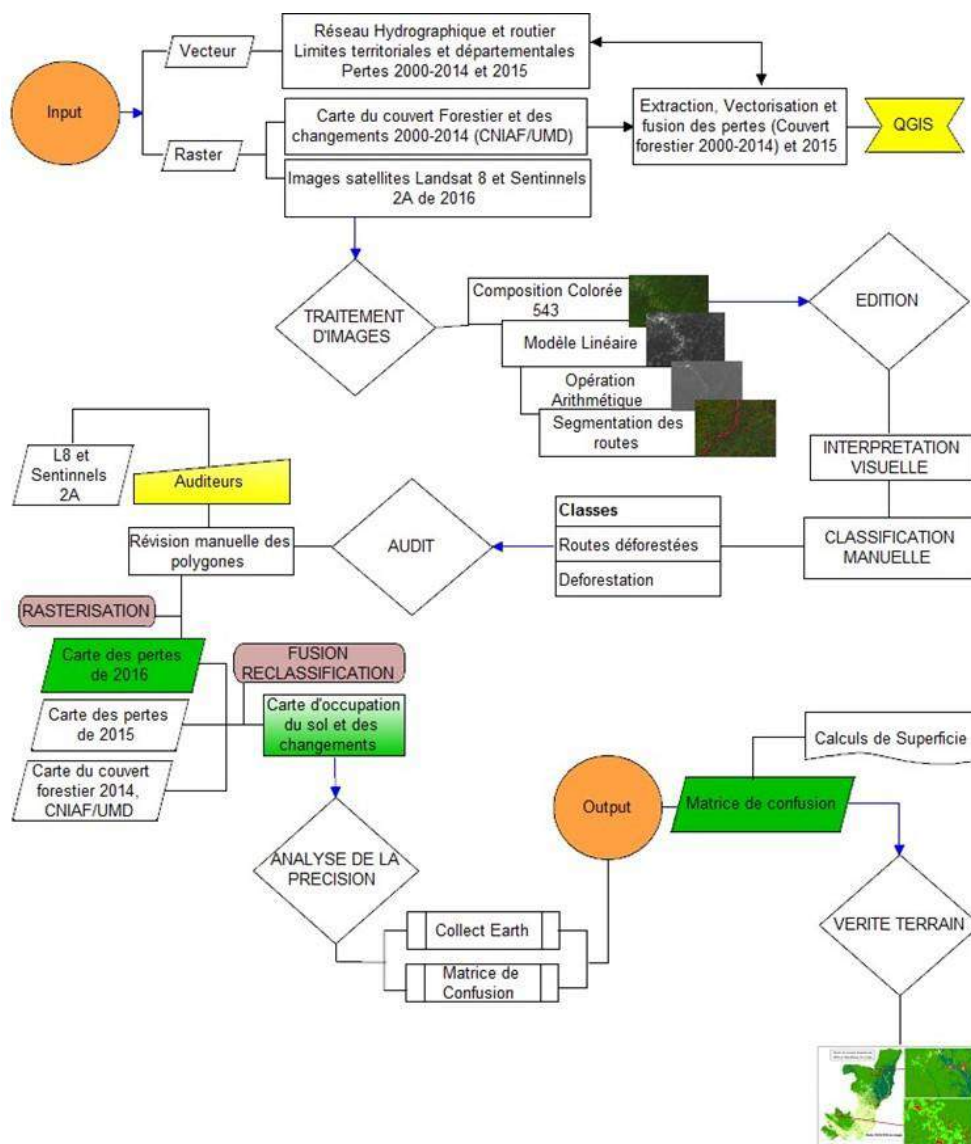


Figure 9 : Cadre méthodologique de la carte de suivi du couvert forestier de 2014 à 2016

Tableau 3 : Statistiques de la carte

Produit	Classes thématiques	Superficie		Pertes (ha)	Taux moyen annuel perte (%)	Analyse de la précision
		(ha)	%			
CNREDD (2018)	Forêt Primaire sur terre ferme	14 123 816	69,8	30 601	0,06	96,31%
	Forêt Secondaire sur terre ferme	2 473 784				
	Plantation Forestière	46 720				
	Forêt primaire Marécageuse	7 072 487				
	Forêt secondaire Marécageuse	168 431				
	Non Forêt.	10 156 693	30,2			
	Eau	127 278				

CNREDD, 2018

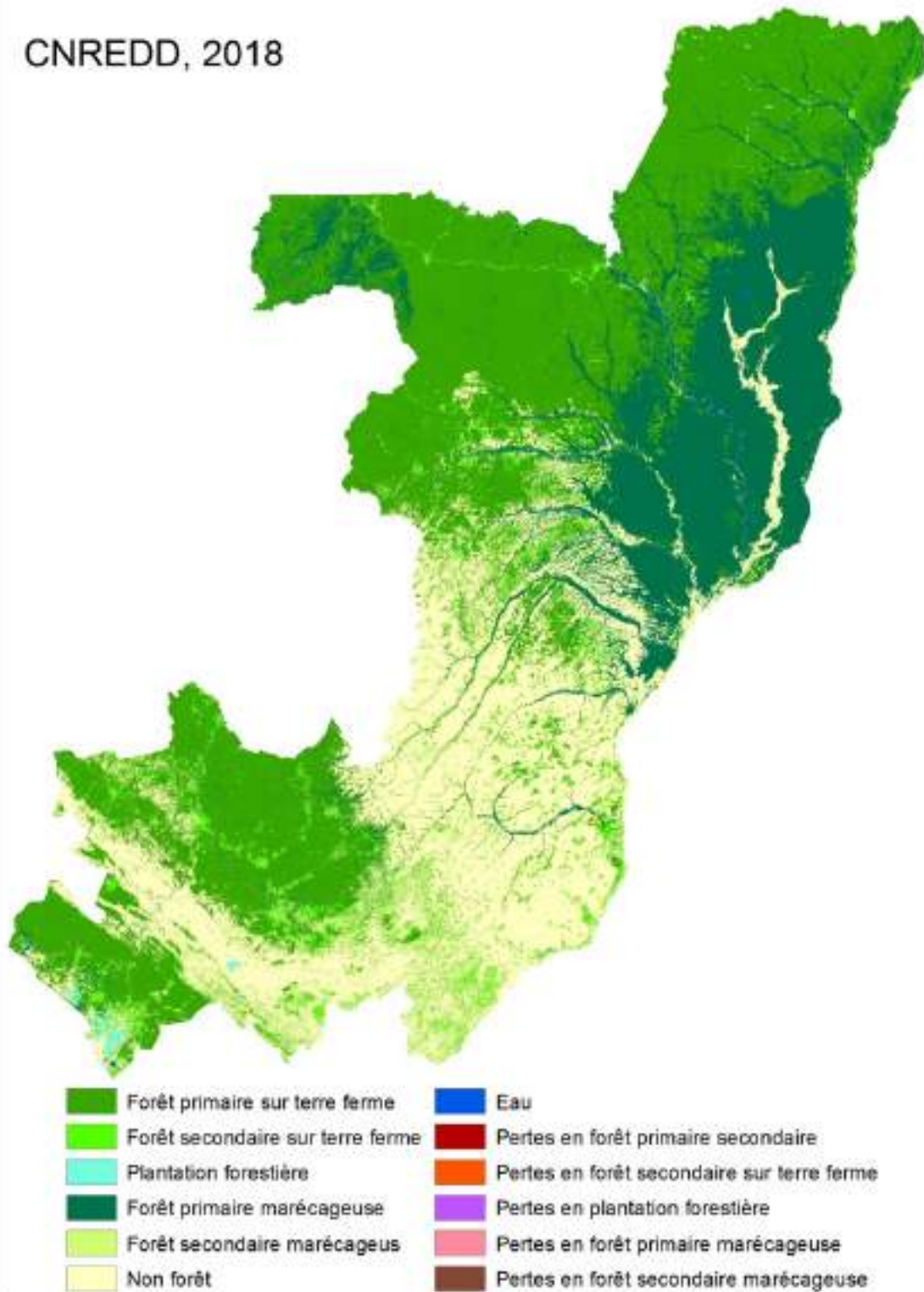


Figure 10 : Carte de suivi du couvert forestier de 2014 à 2016 (CN REDD, 2018)

Tableau 4 : Caractéristiques des différents produits cartographiques

Produits	Spécifications cartographiques				Résultats				Analyse de la précision
	UMC (ha)	Année de Ref.	Approches méthodologiques	Classes thématiques	Superficie		Pertes (ha)	Taux moyen annuel perte (%)	
					(ha)	%			
GAF-AG (2012)	1	1990 2000 2010	Cartographie complète	Forêt	226 669 973	68,85	73 880 (1990-2000)	0,02	90%
				Non forêt	101 451 860	31,85	112 400 (2000-2010)		
FACET (2012)	0,36	2000 – 2005 - 2010	Cartographie complète	Forêt Primaire	11 770 806	67,23	110 053	0,07	ND
				Forêt Secondaire	853 436				
				Forêt Marécageuse	10 144 277				
				Non Forêt	10 999 066	32,77			
				Eau	99 733				
CNIAF (2015)	0,5	2000 – 2010	Combinaison de: - GAF - FACET - GFC	Forêt	23 517 000	69	145 000	0,052	90 %
				Non forêt	10 464 000	31			

Tableau 4 : Caractéristiques des différents produits cartographiques (suite)

CNIAF/ UMD (2015)	0,5	2000 - 2014	Cartographie complète	Forêt Primaire sur terre ferme	14 219 978	70,52	295 957	0,062	ND
				Forêt Secondaire sur terre ferme	2 504 939				
				Plantation Forestière	59 417				
				Forêt primaire Marécageuse	7 077 731				
				Forêt secondaire Marécageuse	254 995	29,48			
				Autres marécages	798 329				
				Non Forêt	9 212 027				
				Eau	72 584				
CNREDD/CNIAF/ ONU-REDD/FAO (2018)	0,5	2014-2016	Cartographie complète	Forêt Primaire sur terre ferme	14 123 816	69,8	30 601	0,06	96,31%
				Forêt Secondaire sur terre ferme	2 473 784				
				Plantation Forestière	46 720				
				Forêt primaire Marécageuse	7 072 487				
				Forêt secondaire Marécageuse	168 431	30,2			
				Non Forêt.	10 156 693				
				Eau	127 278				

3. SYNTHÈSE

La République du Congo dispose actuellement des cinq produits cartographiques relatifs (tableau IV) au suivi du couvert forestier et ses changements, couvrant la période 1990 à 2016. La période 2016-2018 est en cours d'élaboration.

Ce tableau de synthèse révèle des différences considérables entre les produits : partenaires différents, méthodologies différentes et périodes différentes. Certains produits ont subi une analyse de la précision, mais d'autres non. Cependant, Les résultats effectifs ne présentent pas de différences significatives.

4. DISCUSSION DES RESULTATS

Les différents produits cartographiques dont dispose la République du Congo sont issus de l'analyse des données de télédétection. Comme indiqué dans plusieurs études, l'utilisation de la télédétection est recommandée pour l'évaluation des données cartographiques historiques pour l'établissement des scénarios de référence et permet aux systèmes nationaux de monitoring d'évaluer et de suivre l'évolution des surfaces forestières et des surfaces déforestées (Tsayem, 2011 ; FAO, 2013 ; GFOI, 2016).

Ces produits cartographiques, bien que de source différente et présentant chacun des caractéristiques qui lui sont propres, ont tous informé sur les superficies forestières et des changements du couvert forestier à l'échelle nationale. Cependant, des différences notées peuvent provenir des méthodes et des données, tel qu'indiqué par Tsayem (2011).

En ce qui concernant la définition de la forêt dans le cadre de REDD+, certains de ces produits ont été élaborés antérieurement à l'adoption de cette dernière. Comme l'a noté Milandou et al. (2018), la non prise en compte de la définition de la forêt, notamment l'unité minimum de cartographie (UMM 0,5 ha) peut occasionner soit une sous-estimation (GAF avec une UMM supérieure), soit une surestimation (FACET avec une UMM inférieure) des pertes réelles de forêt en République du Congo. Il sied de noter que l'analyse des pertes de forêt dans ces produits montre un faible taux annuel qui varie entre 0,02% et 0,07%. Néanmoins, ce taux est inférieur à celui des travaux d'Ernst *et al.* (2010), évalué à 0,16% en République du Congo.

De même, les superficies forestières indiquées dans ces produits sont d'une part proches les unes des autres, et d'autre part, avoisinent celles indiquées dans de nombreux travaux de cartographie Forestière réalisés à l'échelle régionale (Mayaux *et al.*, 2003 ; De Wasseige *et al.*, 2009, 2012 et 2014, et Verhegghen et Defourny, 2010).

L'analyse de l'exactitude de certains de ces produits (GSE-REDD-S6-RoC-Ph3, 2013, S6; CNIAF, 2015; CNREDD, 2018) montre des précisions globales acceptables, avoisinant 90%, car selon Congalton (1991), une classification est jugée acceptable lorsque la précision globale avoisine 80 %. Ce

qui sous-entend que ces produits donnent des estimations proches de la situation réelle du pays. Il faut noter que dans le cadre du processus REDD+, notamment pour l'estimation des sources et des puits de gaz à effet de serre (GES) dans les forêts, il est recommandé que les cartes de pertes du couvert forestier issues de l'intégration des données de télédétection et d'observation au sol, soient accompagnées des superficies estimées à partir d'analyse de l'exactitude (GFOI, 2016).

5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La République du Congo a réalisé des progrès considérables dans le suivi du couvert forestier par télédétection, à la suite de son adhésion au processus de Réduction des Emissions liées à la Déforestation et la Dégradation forestière. Cependant, la multitude des produits existant sur le pays et des statistiques qui diffèrent d'un produit à un autre, suscitent encore des interrogations quant à la comparaison et la cohérence entre ces produits.

A partir de ces produits, les pertes de forêts enregistrées sont faibles. Celles-ci montrent que la République du Congo est un pays à forte couverture forestière et un faible taux de déforestation. Cependant, la superficie forestière varie entre 69 et 71 %, contrairement aux études traditionnelles qui évoquent 60% (Bouboutou et Petit, 1976 ; Guy Gilbert, 2001).

Pourquoi ces différences ? Est-ce que la forêt a augmenté ou diminué ?

Ces interrogations trouveront sans doute, des réponses avec la mise en œuvre du « projet d'évaluation de la qualité des cartographies forestières et de leurs changements en République du Congo ». Ce projet va permettre d'évaluer la précision de tous ces produits cartographiques, des classes définies et d'en déterminer les intervalles de confiance. Ce projet sera mené par le Laboratoire de Géomatique et d'Ecologie Tropicale Appliquée de l'ENS à l'Université Marien Ngouabi et le CNIAF avec l'appui de l'OSFACO et SIRS.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bouboutou H. et Petit M., 1976. La République Populaire du Congo, Edition Hatier, Collection A. Journaux, p 40-41.

CNIAF, 2015, Carte de changement du couvert forestier en République du Congo pour la période 2000 – 2012, 32 p.

CNIAF et UNEP-WCMC (2015), Les bénéfices multiples de la REDD+ en République du Congo – Identification et cartographie des services écosystémiques de la forêt, Cambridge, UK.

CNIAF, UMD, 2015, Cartographie du couvert forestier et des pertes de 2000 à 2014 de la République du Congo, 39 p.

II. CNREDD, 2017, Niveau d'Emissions de Reference pour les Forêts (NERF) de la République du Congo, 92 p.

CNREDD, 2018, Carte de suivi du forestier en République du Congo de 2014 à 2016, 57 p.

CNREDD, 2010, proposition pour la préparation à la REDD+ (RPP), République du Congo, 128 p.

Congalton R. G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35-46.

De Wasseige C., Devers D., de Marcken P., Eba'a Atyi R., Nasi R. et Mayaux Ph., 2009. Les Forêts du Bassin du Congo – Etat des Forêts 2008. Eds : 426 pages, ISBN 978-92-79-132 11-7, doi: 10.2788 /32456, Office des publications de l'Union européenne.

De Wasseige C. de, de Marcken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux Ph., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P., Eba'a Atyi R., 2012, *Les forêts du Bassin du Congo – État des forêts 2010*, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, 276 p. ISBN : 978- 92-79-22717-2 doi : 10.2788/48830.

De Wasseige C., Flynn J., Louppe D., Hiol Hiol F., Mayaux Ph., 2014. Les forêts du bassin du Congo – État des Forêts 2013. Éds. Weyrich. Belgique. 328 p. Dépôt légal : D/2014/8631/30 ISBN : 978-2-87489-298-1.

Ernst C., Verhegghen A., Bodart C., Mayaux P., de Wasseige C., Bararwandika A., Begoto G., Esono Mba F., Ibara M., Kondjo Shoko A., Koy Kondjo H., Makak J.S., Menomo Biang J.D., Musampa C., Ncogo Motogo R., Neba Shu G., Nkoumakali B., Ouissika C.B. and Defourny P., 2010. Congo Basin forest cover change estimate for 1990, 2000 and 2005 by Landsat interpretation using an automated objectbased processing chain. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVIII-4/C7.

FACET, 2012. Étendue et perte du couvert forestier en République du Congo de 2000 à 2010. Publié par l'université d'État du Dakota du Sud, Brookings, Dakota du Sud, États-Unis d'Amérique, ISBN: 978-0-9797182-5-0, © Observatoire Satellital des forêts d'Afrique centrale, 2012.

FAO, 2013. Systèmes nationaux de surveillance des forêts: Surveillance et mesure, notification et vérification (S-MNV) dans le contexte des activités REDD+, 36 p. <https://www.un-redd.org>.

FRA 2005, Evaluation des ressources forestières mondiales 2005, rapport national, CONGO, Département des forêts, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome 2005, 68 p.

FRA 2010, Evaluation des ressources forestières mondiales 2010, rapport national, CONGO, Département des forêts, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome 2010, 70 p.

FRA 2015, Evaluation des ressources forestières mondiales 2015, rapport national, CONGO, Département des forêts, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome 2015, 92 p.

GFOI 2016, Intégration des données de télédétection et d'observation au sol pour l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre dans les forêts: Méthodes et pratiques recommandées par l'Initiative mondiale pour l'observation des forêts, Version 2.0, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Guy Gilbert, 2001. Economie Forestière. In Atlas du Congo, deuxième Edition, Les Editions Jeunes Afrique. p 50.

GSE-REDD-S6-RoC-Ph3, 2013, S6 – Rapport des opérations de Service pour le République du Congo-Phase 3, Service de suivi Forestier, Extension et transfert 2009-2012, 74 p.

Hewson, J., M.K. Steininger and S. Pesmajoglou, eds. (2014). REDD+ Measurement, Reporting and Verification (MRV) Manual, Version 2.0. Washington, DC, USA. (Manuel de mesure, notification et vérification (MNV) de la REDD+, Version 2.0. Programme Carbone, marchés et communautés, avec le soutien de l'USAID.

Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M., Achard F., 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. Bois et Forêts des Tropiques, n° 277 (3), pp 45-52.

Milandou C. S., Ouissika C. B., Goma Boumba H. d'Annunzio R., Boundzanga G. C., Nganga D., 2018. Méthodologie de production des données cartographiques sur le couvert forestier en République du Congo, de 2000 À 2012. European Scientific Journal, November 2018 édition, Vol.14, No.32 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431, pp 154-181.

Tsayem Demaze M. ,2011. La télédétection en tant qu'outil de mesure de la réduction de la déforestation (REDD). Revue télédétection, recherche et application, volume 9 (3-4), pp.245- 257. <halshs-00576114>.

Verhegghen A., Defourny P., 2010. A new 300 m vegetation map for Central Africa based on multi-sensor times series In *Third Recent Advance in Quantitative Remote Sensing*, J.A. Sobrino (Ed.), Publicaciones de la Universitat de Valencia, Valencia, Spain, 2010.

Partie 8

Télédétection et politiques publiques d'aménagement du territoire

Images satellites pour l'évaluation de l'occupation du sol dans les sites de gestion au Gabon

AKOMA MIYONO Jocelyne Alicia Janice ⁽¹⁾, MAKAK Jean-Sylvestre ⁽¹⁾, PALLA Florence ⁽²⁾, TREBOSEN Hervé François Marc ⁽³⁾

⁽¹⁾ Geospatial Company, Gabon

⁽²⁾ COMIFAC – OFAC, Cameroun

⁽³⁾ Consultant indépendant, France

* Auteur correspondant : Jocelyne Alicia Janice AKOMA MIYONO, akomaalicia@gmail.com

Résumé

Dans le cadre de sa participation à l'Initiative pour les Forêts d'Afrique Centrale, le Gabon a développé et mis en œuvre un Plan National d'Affectation des terres et un Système National d'Observation des Ressources Naturelles et des Forêts pour contribuer à la réduction de la déforestation et de la dégradation forestière. Cette étude vise à montrer l'apport des images SPOT 6/7 et Sentinel 1A pour l'évaluation de l'occupation du sol dans les sites de gestion des parcs nationaux (Lopé et Waka) et des concessions forestières (Compagnie des Bois du Gabon et Société des Bois de Lastourville). Pour ce faire, une analyse par photo-interprétation a été privilégiée, suivie d'une classification supervisée orientée objet et basées sur l'algorithme de maximum de vraisemblance. La tranche temporelle des images obtenues concerne les dates 2010 et 2015 pour les SPOT et 2015 à 2017 pour les Sentinel1A, avec des polarisations VV et VH (difficilement lisibles). Les résultats des traitements des images SPOT pour les sites des parcs et des concessions forestières ont permis d'obtenir neuf principales classes d'occupation du sol notamment la forêt dense, forêt dégradée, savane, eau, sol nu, nuages, ombres de nuages, bâtis et un phénomène non identifié. Par contre, les classifications à partir des images radar ne se limitent qu'à six classes (forêt dense, forêt dégradée, savane, savane perturbée, eau, sol nu), il est très difficile d'identifier des petites déforestations inférieures à 1ha. Ces résultats révèlent la bonne complémentarité entre les images utilisées, mais que la résolution des images radar Sentinel n'est pas suffisamment adaptée aux activités pratiquées par les populations dans les sites de gestion dans un contexte où l'on a une forêt quasi-inexploitée et un milieu faiblement anthropisé.

Mots clés : Concessions forestières durables, parcs nationaux, photo-interprétation, classifications supervisées occupation du sol, changements d'utilisation des terres, Gabon

Abstract

As part of its participation in the Central African Forests Initiative, Gabon will develop and implement a National Land Use Plan and a National Natural Resources Conservation System. forests to help reduce deforestation and forest degradation. The purpose of this study is to show SPOT 6/7 and Sentinel 1A images for land cover assessment at national park management sites (Lopé and Waka) and logging concessions (Compagnie des Bois du Gabon et Société des Bois de Lastourville). To do this, a photo-interpretation analysis was preferred, followed by a supervised object-oriented classification and according to the maximum likelihood algorithm. The temporal slice of the images obtained dates from 2010 and 2015 for the SPOTs and 2015 to 2017 for the Sentinels 1A, with VV and VH polarizations (difficult to read). The SPOT image processing results for the park and forest concession sites have made it possible to occupy nine main classes of land use, in particular dense forest, degraded forest, savannah, water, soil, clouds, shadows of clouds, built and an unidentified phenomenon. On the other hand, the classifications based on radar images are not limited to six classes (dense forest, degraded forest, savannah, disturbed savannah, water, bare soil), it is very difficult to identify small deforestation smaller than 1 ha. These results are easily stored between the images used and the resolution of the radar images. Sentinel is not known for activities practiced by populations in management sites in a context where an almost untapped forest and a weakly anthropized environment.

Keywords : Sustainable forest concessions, national parks, photo interpretation, supervised classifications land use, land use changes, Gabon

1. INTRODUCTION

De nombreux chercheurs s'accordent à dire qu'il est possible de développer une surveillance automatisée de la couverture forestière afin d'évaluer l'occupation du sol et ses changements. (Bruneau et al., 1981 ; Collins et Woodcock, 1994 ; Coppin et Bauer, 1996). En effet, en raison de l'importance de connaître l'état de l'occupation du sol, notamment de la couverture forestière, la recherche par télédétection a beaucoup progressé (Lu et al., 2004). La tendance générale des résultats de ses recherches de détection de couvert forestier par télédétection montre que les forêts du monde subissent des changements d'occupation du sol soit à cause de l'homme et de ses activités ou tout simplement à cause des changements climatiques (Hobbs, 1990 ; Kpedenou et al., 2016).

Considéré comme objet d'enjeux, les ressources forestières et leurs usages sont conflictuels car les attentes et les intérêts des acteurs sont souvent contradictoires. Pourtant, au Gabon, une stratégie de conservation de la biodiversité a vu le jour. Elle passe par la création, l'aménagement et la gestion du couvert forestier par la mise en place des aires protégées (environ 11% du territoire) et des concessions forestières (57% du territoire) (République Gabonaise ; Plan National Affectation des Terres, 2013). Cependant, des incertitudes importantes demeurent sur la manière dont la cohabitation est organisée sur ses portions du territoire (les concessions d'exploitation forestière et les zones tampons des parcs nationaux) revendiquées à la fois comme lieux d'usages par les populations et inscrites comme secteurs d'intérêt économique (Makak, 2016).

L'article qui est proposé, participe aux activités post doctorales de Palla (2011) et Makak (2016) dans le cadre du projet Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Central et de l'Ouest (OSFACO). Il permet d'enrichir l'objectif poursuivi de mise en place d'un observatoire local de gestion des conflits d'usages des ressources forestières. L'étude présente l'apport potentiel de la combinaison des images optiques (SPOT 6/7) et RADAR à Synthèse d'Ouverture (RSO) Sentinel 1A aux objectifs d'évaluation et de caractérisation des paysages dans les sites de gestion des ressources forestières notamment les concessions forestières durables de la Compagnie des Bois du Gabon (CBG) et Société des Bois de Lastourville (SBL) et les parcs nationaux (Lopé et Waka) pour une surveillance effective des changements.

2. DONNEES ET METHODES

2.1. Localisation de la zone d'étude.

Situé au Gabon, pays d'Afrique centrale appartenant au continuum du bassin forestier du Congo, la zone d'étude concerne principalement les concessions forestières durables Compagnie des Bois du Gabon (CBG) et Société des Bois de Lastourville (SBL), mais aussi les parcs nationaux Lopé et Waka (Figure 1). Caractérisé par une forêt tropicale humide, la forêt gabonaise occupe 23,7 millions d'hectares, soit 85% de son territoire. Les sites d'études sont essentiellement constitués du complexe mosaïque forêt-

savane. La topographie, très escarpée et abrupte à l'approche des rivières, varie entre 100 m (vallée de l'Ikobey) et plus de 900 m sur les collines les plus élevées, entraînant le déploiement de plusieurs petits ruisseaux aux chutes spectaculaires.

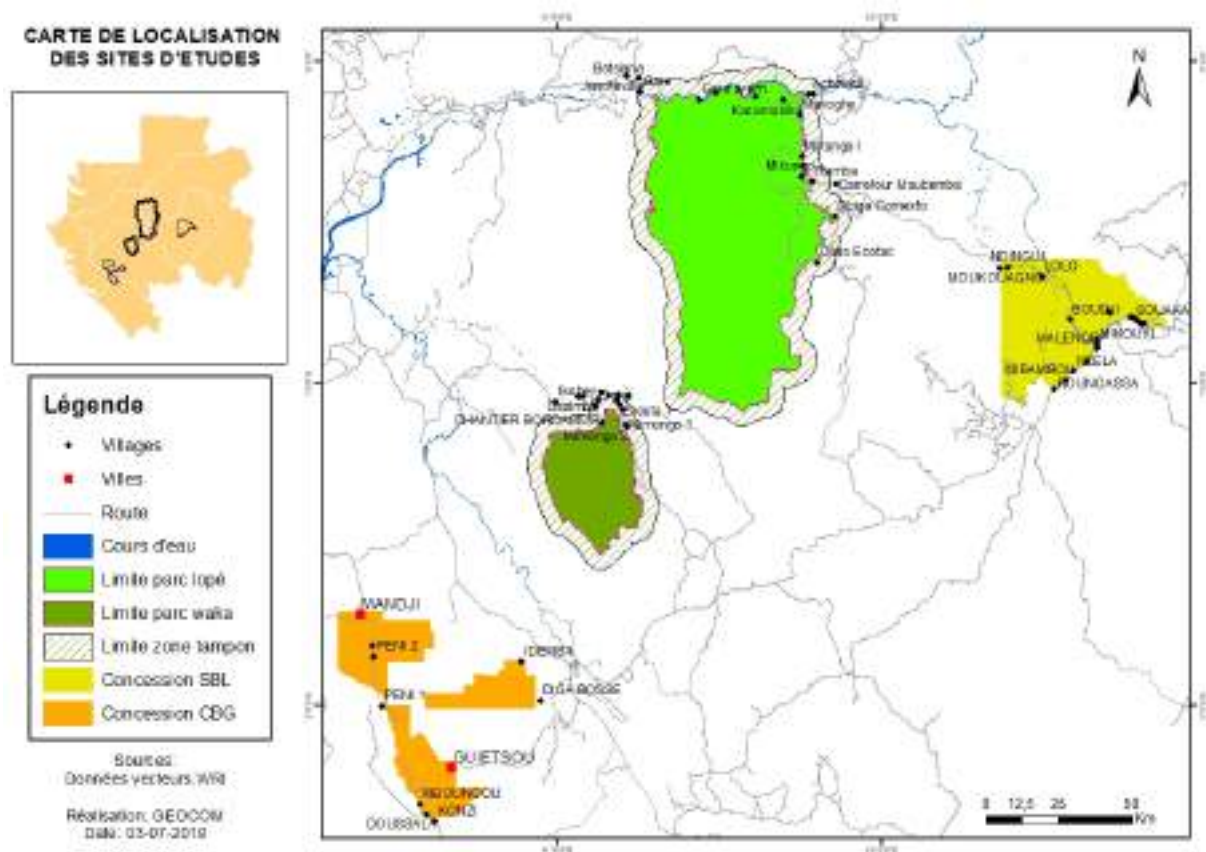


Figure 1 : Localisation géographique des sites d'études.

Plusieurs éléments expliquent l'intérêt porté sur ces sites dans le cadre de l'évaluation de l'occupation du sol. Au niveau des sites de parcs, l'étude va tenir compte aussi bien de la zone de conservation intégrale que de la zone tampon. Les enjeux sont tels que « dans la zone tampon, ne peuvent être autorisées que des activités anthropiques n'ayant pas d'impact négatif sur le parc » (cf. article 14 loi n°003/2007). Dans les concessions forestières par contre, l'organisation territoriale repose sur un principe de gestion durable des ressources forestières, par lequel « les textes de classement d'une forêt ou les plans d'aménagement d'une forêt de production, doivent prévoir une zone suffisante à l'intérieur de laquelle les populations riveraines peuvent exercer leurs droits d'usages coutumiers » (cf. article 31 du décret n°000689/PR/MEFEPEPN).

En outre, notons que ces territoires sont composés de villes secondaires (Lopé, Mandji, Lastouville) et quelques villages (Ololo, Mikongo).

2.2. Données et matérielles utilisées

Les données utilisées dans le cadre de cette étude concernent les images optiques SPOT 6/7 (seulement 10 scènes sur 29 acquises ont été utilisées) et Radar Sentinel 1A (6 scènes) d'une part et les couches vectorielles des sites d'études, des routes, des cours d'eau, des villes et villages d'autres part. Les images SPOT 6/7 étaient disponibles pour les années 2010 et 2015 selon les sites (seul celui SBL avait les deux années disponibles) et Sentinel 1A pour les années 2015, 2016, 2017. La résolution des images SPOT facilite grandement la détection d'un certains nombres d'informations. Les caractéristiques techniques des images satellites figurent dans le Tableau 1. En ce qui concerne le matérielles, nous avons utilisé les logiciels ArcGis 10.6, SNAP et QGIS 2.18.

Tableau 1 Caractéristiques techniques des données de télédétections.

Satellites	Niveaux de produit	Types	Fauchée (Km)	Bande spectrale/ Polarisation	Résolution spatiale (m)
SPOT	ortho-rectifié	Optique multi-spectrale	60	Vert, Rouge, Proche infrarouge	10 à 6
Sentinel 1 1A	GRD	RADAR Bande C	250	HV et VV	20

2.3. Méthode de traitement des images

La méthode utilisée consiste en la combinaison de classification multi-dates et de post classification. La première permet de classer visuellement ou numériquement, la seconde consiste à comparer des classifications indépendantes d'images et de dates différentes (Mas, 2000). De ce fait, les étapes de traitement des images sont les suivantes.

2.3.1 Le prétraitement

Les opérations réalisées pour le pré-traitement des images Sentinel 1A ont été la mise à jour de l'orbitographie, le découpage de l'image sur la zone d'intérêt et l'ortho rectification. Les pré-traitements des images SPOT ont été effectués au niveau 1C (ortho) par Airbus avant leur mise à disposition.

2.3.2 Le traitement

Pour ce qui est du le traitement, les opérations suivantes ont été réalisées :

a) phase 1 : préparation des images.

- Pour les SPOT : Les principales étapes ont consisté à réaliser tout d'abord une mosaïque des images pour chaque site, suivie d'un clip afin de n'avoir que les sites d'étude. Après cela, nous avons effectué une composition colorée en 4-3-2

- Pour les Sentinel 1A : nous avons effectué le « *stacking* » puis procéder à la réduction du chatoiement (*speckel*) par filtrage multi temporel ; filtre spatial utilisée était Lee (7×7) la composition colorée des Sentinel 1A s’est faite en VV, VH, VH-VV

b) phase 2 ; la photo-interprétation.

Elle a consisté en une analyse scrupuleuse des différents sites. Les capteurs SPOT ont beaucoup aidé pour l’identification des différentes classes d’occupation du sol. Pour ce qui est des Sentinel 1, une nomenclature limitée au grand paysage distinguable a été élaborée. Aussi, la nomenclature élaborée par l’AGEOS et le JICA nous a servi de base en sus de nos analyses. Cette nomenclature se décline comme suit (Tableau 2).

Tableau 2 : Synthèse des nomenclatures arrêté par l’AGEOS, le JICA et GEOCOM

Classes	Paysages
Forêt	Forêt mature ou dense, forêt secondaire ou dégradé, forêt galerie
Non forêt	Savane, plantation active ou récente
Autre territoire	Eau libre, bâti, sol nu, nuage, ombre des nuages

Source : Geocom, 2017

c) phase 3 : délimitation des parcelles d’entraînement.

Sur la base de la photo-interprétation et des connaissances a priori du terrain, nous avons créé des régions d’intérêts. Elles correspondent au groupe de pixel ayant des caractéristiques spectrales similaires, de fait, à un type d’occupation du sol (Kouta S. et al. 2018). Nous sommes partis sur la base de 20 échantillons en moyenne par classe.

d) phase 4 : classification supervisée et vectorisation

L’objectif de ce procédé est de définir des règles permettant de classer des objets dans des classes à partir de variables qualitatives ou quantitatives caractérisant ces objets. Pour reprendre l’explication de S. Arlot, (2009) dans ses notes de cours, la classification est dite supervisée car toutes les données sont étiquetées, c’est-à-dire que Y_i est observé pour $i = 1, \dots, n$. Les régions d’intérêts sélectionnées en phase 3 ont servi pour le calcul de l’algorithme. Dans notre cas, le choix s’est porté sur l’algorithme Maximum de Vraisemblance (MDV). Soulignons au passage que cet exercice de classification s’est effectué à partir de variables qualitatives.

e) phase 5 : cartographie du paysage.

Après ces phases, a suivie celle de la vectorisation. Cette phase consiste en la conversion de l'image classifiée (fichier raster issus de la classification) en fichier de vecteur. A ce stade, les classes identifiées se singularisent et peuvent être dès lors modifiable. Notons que la modification dont on parle ici concerne le mode de représentation, l'attribution des champs dans lesquels sont spécifiées les unités paysagères.

3. RESULTATS

Les résultats obtenus s'articulent autour des classifications des données optiques et des données radar Sentinel 1.

3.1. Classifications issues des données optiques SPOT

L'analyse par photo-interprétation a relevé les faits suivants : 1) des bâtis observés en 2010 dans le parc de la Lopé ont disparu en 2015 ; 2) la zone tampon du parc Waka connaît par contre une légère dégradation du couvert forestier en sa zone Nord-Est ; 3) pour ce qui est des concessions forestières, les phénomènes de petites déforestations (< ~ 1 ha) semblent être difficilement identifiables essentiellement à cause de la résolution (6 à 10m). Par ailleurs, le résultat de l'analyse des réponses spectrales des images SPOT a permis de retenir 9 classes au lieu de 8 comme suggéré dans la mise au point des nomenclatures par AGEOS et le JICA. Ces classes sont la forêt dense, forêt dégradée, savane herbacée, eau, sol nu (souvent identifié comme étant la route), bâti, nuage, ombre de nuage et ainsi que la présence d'une occupation non identifiée nommée « phénomène NI » localisé dans les zones de savane. Selon les caractéristiques des différents sites, on a obtenu l'apparition de la classe savane herbacée sur le site du parc de la Lopé ou de la concession forestière CBG tandis que sur les sites du parc Waka et de la concession forestière SBL, cette classe n'apparaît pas (Figures 2a et 2b). En outre, la superposition des images SPOT aux données vectorielles des villages a laissé entrevoir un lien entre les petites zones de déforestations et de nombreuses pistes forestières.

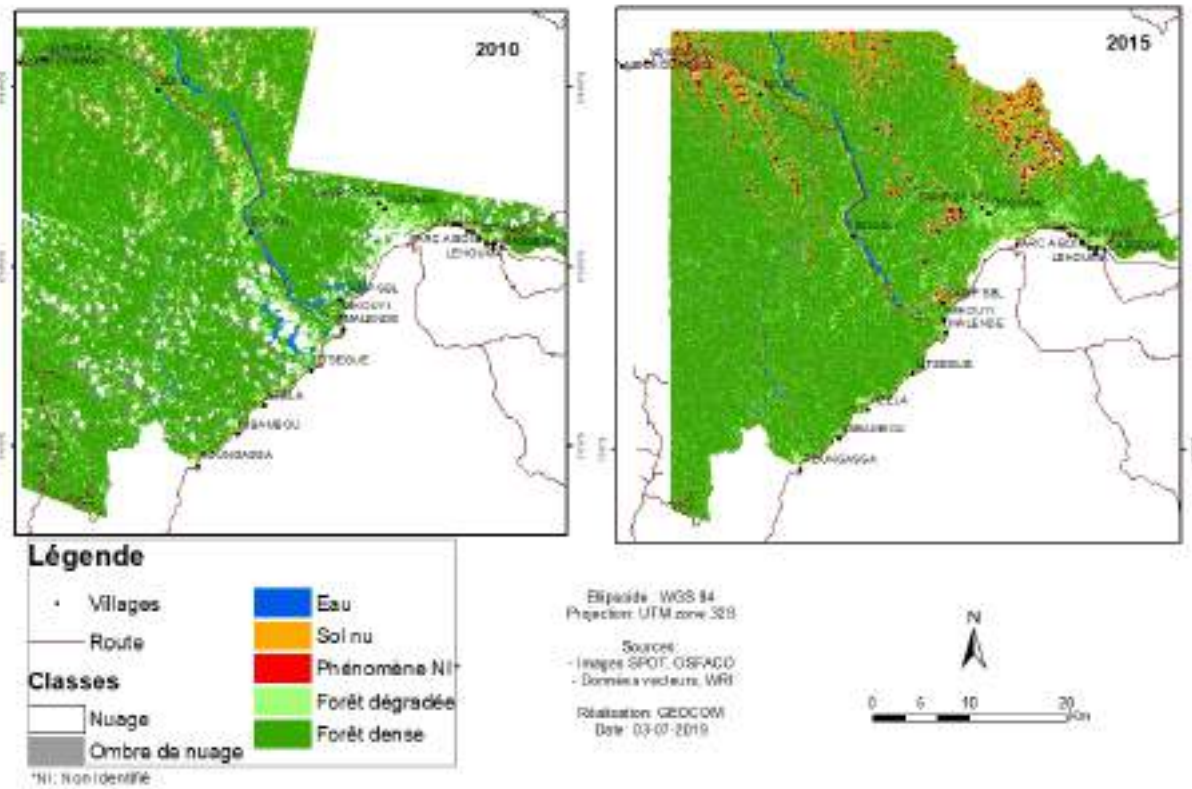


Figure 2 a : Résultats de l'occupation du sol, image SPOT SBL.

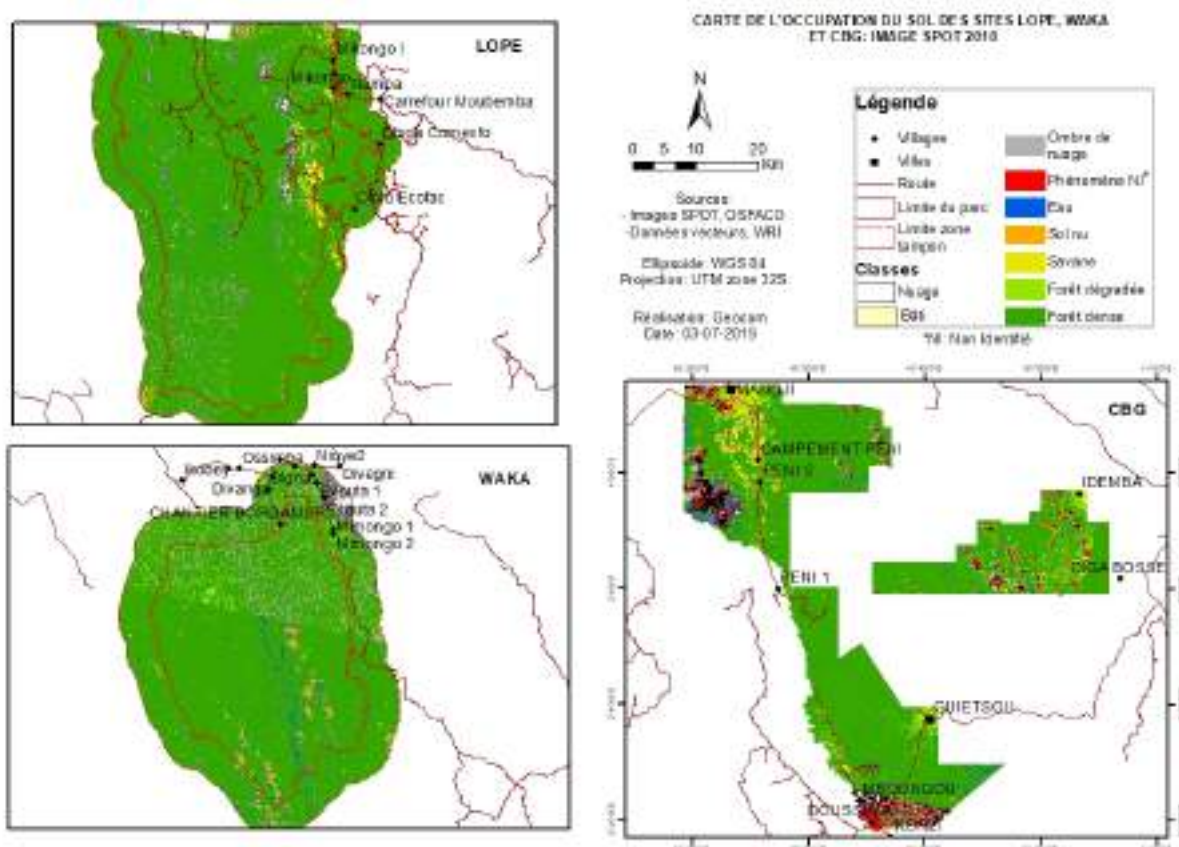


Figure 2b : Résultats de l'occupation du sol, image SPOT 2010, LOPE, WAKA, CBG

3.2. Classification issues données Sentinel 1A

Au titre des acquis du traitement de ces images, on note que l'absence de nuage a permis de visualiser l'ensemble des étendues des sites et de plus, ce capteur a favorisé la très bonne discrimination entre les paysages forêt et savane. Le traitement a permis d'obtenir six (6) classes tous sites confondus. Il s'agit des classes sol nu, eau, forêt dense, forêt dégradée, savane et des phénomènes NI (Non Identifié). Cette dernière classe fait référence aux zones de savane présentant des zones avec des radiométries faibles pouvant être liées à une humidité du sol ou à un brûlis récent.

Comme limites, on note des problèmes de dilatation (ombre) et, au contraire, de contraction des radiométries liées au relief ; les espaces artificialisés sont difficilement distinguables bien qu'ils soient connus a posteriori. Même constat pour la classe sol nu.

De plus, la combinaison VV, VH, VH-VV n'a pas facilité l'identification des occupations du sol. La réflectance était si forte malgré l'application du filtre Lee (7×7). En conséquence, le bâti avait la même signature que les lignes de crête (en géomorphologie, correspond à la ligne des points hauts d'un relief séparant deux versants) et certains cours d'eau notamment sur les sites de SBL et WAKA n'ont pas pu être représentés car leur signature correspondait aux zones d'ombre (Figures 3a, 3b, 3c, 3d).

En conséquence, ils ont été classés en phénomène Non Identifié (NI). Bien que les nuages ne soient pas présents sur ce type d'image, nous avons été confrontés au problème de rugosité. En effet, sur ce type d'image, le relief est fortement marqué (caractéristique spécifique du capteur). Après l'application des filtres Lee sur SNAP, la réduction du speckel a légèrement amélioré la qualité de l'image. Toutefois, l'identification des classes n'a pas été facile car certains objets possèdent la même signature spectrale notamment les classes bâtis et la Forêt (domaine de la forêt se trouvant sur les versants en particulier).

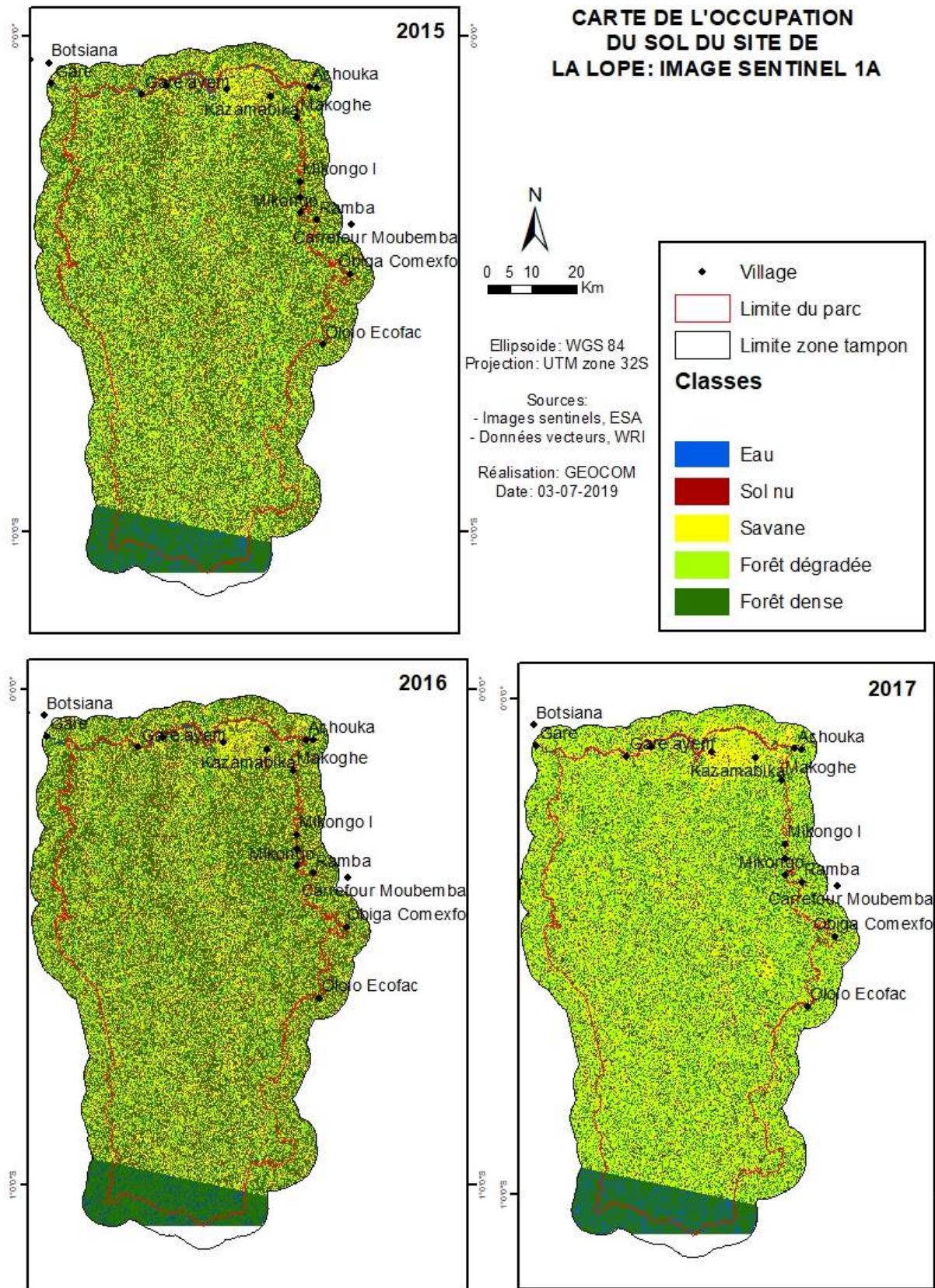
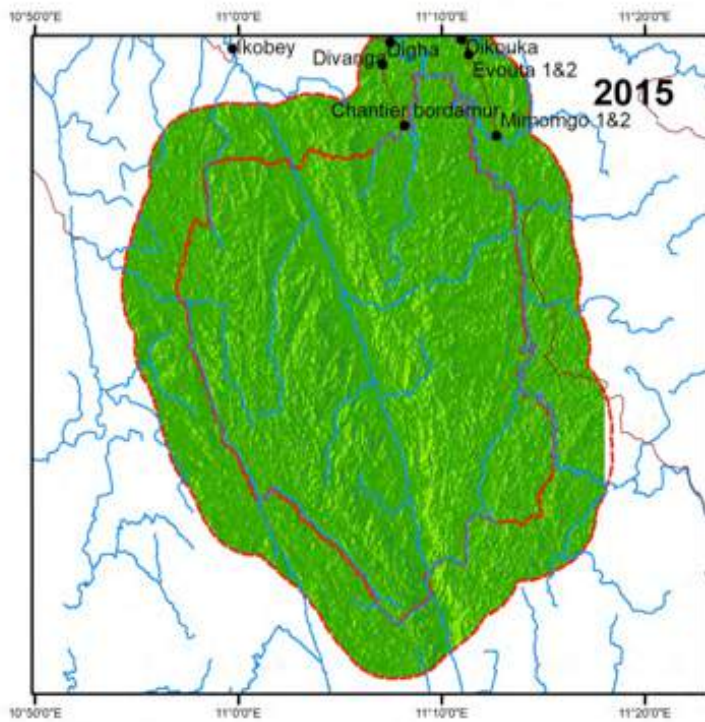
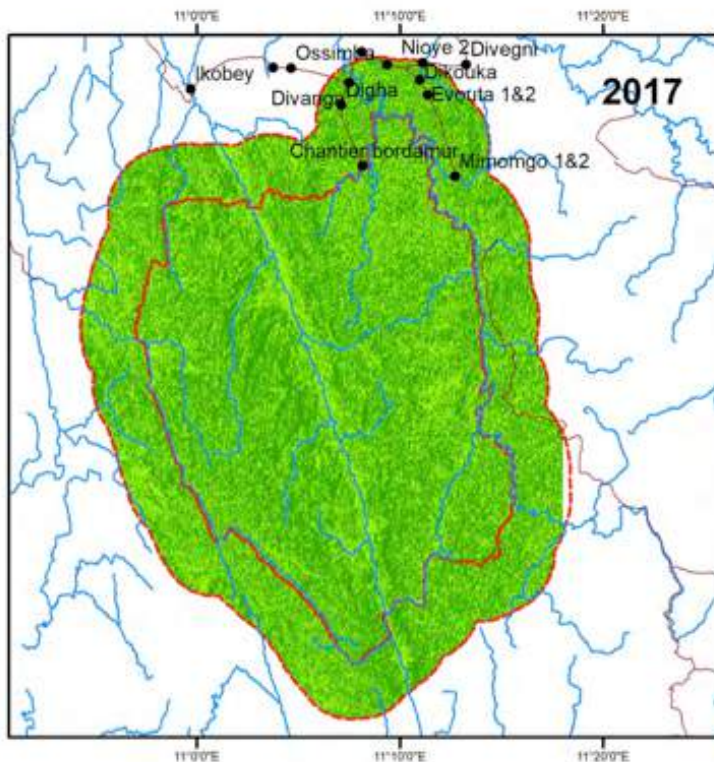
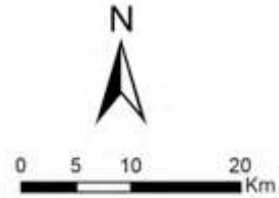


Figure 3a : Résultats de l'occupations du sol, images Sentinel 1A LOPE



**CARTE DE L'OCCUPATION
DU SOL DU SITE WAKA:
IMAGE SENTINEL 1A**



Ellipsoïde: WGS 84
Projection: UTM zone 32S

Sources:
- Image sentinel 1A, ESA
- Données vecteurs, WRI

Réalisation: GEOCOM
Date: 03-7-2019

Figure 3b : Résultats de l'occupations du sol, images Sentinel 1A WAKA

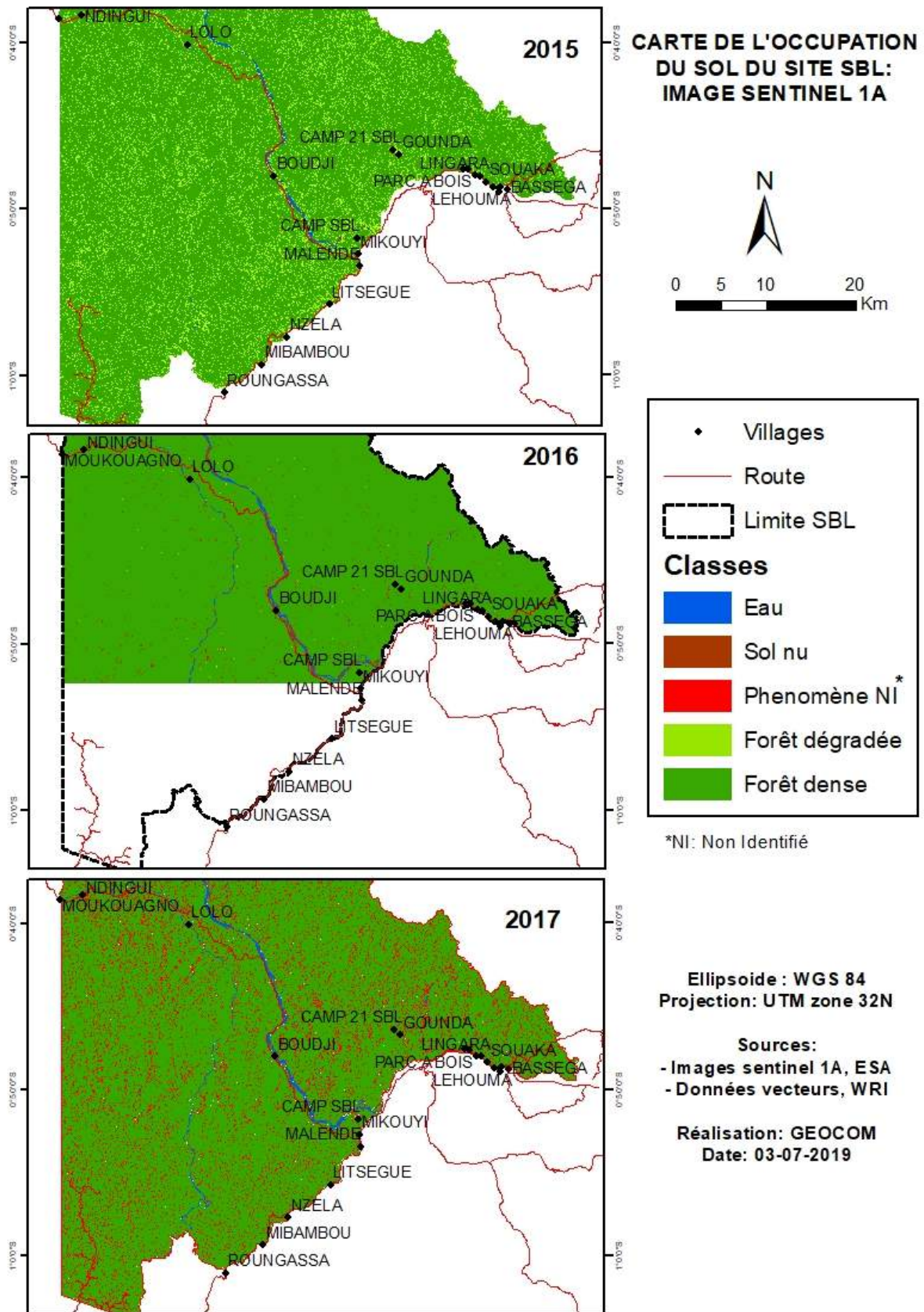


Figure 3c : Résultats de l'occupations du sol, images Sentinel 1A SBL

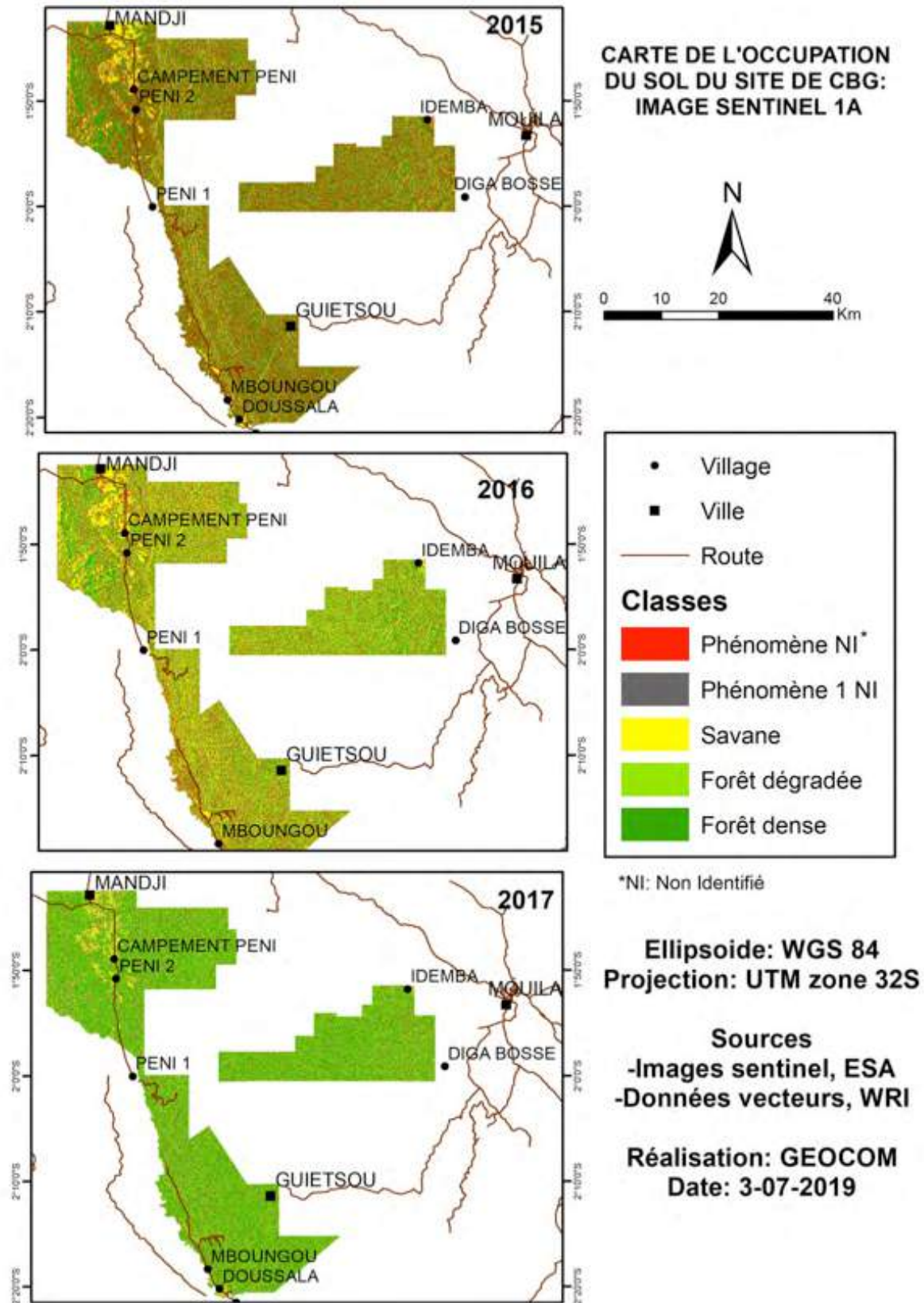


Figure 3d : Résultats de l'occupations du sol, images Sentinel 1A CBG

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

4.1. Discussion

Les résultats qualitatifs obtenus lors de la classification sont satisfaisants dans l'ensemble à quelques exceptions près. Au niveau des images SPOT, l'appréciation de la classification reste moyenne pour deux raisons : la perturbation nuageuse et le mélange des classes bâtis et nuage. L'apport principal des images SPOT 6/7 repose donc sur une cartographie détaillée de l'occupation du sol dans les sites d'études bien que le problème de nuage et le mélange des classes biaisent faiblement les résultats. Pour ce qui est des Sentinel 1, la forte sensibilité du Radar aux pentes fait que certaines unités paysagères observées sur les SPOT soient difficilement ou quasiment pas perceptibles. On peut citer la classe bâtie en exemple. De plus, les résultats des classifications des Sentinel 1 restent surprenants. Une anomalie est observée sur les résultats des classes en général. On a par exemple une extension de la forêt dégradée sur l'ensemble du parc de la Lopé même si l'on sait a priori que ce site est quasiment désertique en population humaine et non exploité à cause de son statut. Toutefois, elle a permis d'affiner les classifications dans l'optique sur certaines zones à forte nébulosité (Catry et al, 2018). La classe savane réagit bien au Radar.

Les SPOT révèlent un grand nombre d'unités paysagères par rapport aux Sentinel 1. Cependant, selon T. le Toan (2014) les Sentinel 1 sont bien adaptées pour la surveillance des forêts sujettes au déboisement notamment dans la détection précoce de déforestation et le suivi des coupes de forêts gérées. Malheureusement, notre expérience des Sentinel 1 montre le contraire. Les zones d'exploitation forestière n'ont pu être observées bien que nous ayons sur une base de données vecteur les localisations des sites de coupe de bois au niveau des concessions forestières. Le même constat est fait pour les images SPOT. La également, il a été difficile, quasiment impossible à extraire ce type d'information. L'une des hypothèses permettant de justifier cela reste celui de la résolution des deux capteurs : 10 à 6m pour les SPOT et 20m pour les Sentinel en sus du chatoiement (pour les Sentinel 1). Les phénomènes de petites déforestations (< 1 ha) semblent être difficilement identifiables.

Il semble dès lors que la qualité des images brutes et l'expérience du technicien ont été pour beaucoup. En effet, l'interprétation visuelle des pixels (teintes) associée à chaque classe est fonction de l'expérience du technicien. Aussi, il est important de souligner que cette approche préliminaire de l'évaluation de l'occupation du sol des sites de gestion au Gabon par télédétection est une première. Les méthodes d'analyse d'images prenant en compte à la fois des images de différents types de capteurs et des données exogènes sont peu fréquentes dans la littérature (Poulain, 2010). De fait, la présente recherche a permis aux techniciens de s'approprier de nouvelle méthode qui toutefois reste à améliorer. La possibilité d'utiliser le filtre spatio-temporel (conserve mieux les informations contenues dans les acquisitions) au lieu du multi-temporel reste une option envisageable pour la suite du projet mais aussi de procéder aux différents calculs qui permettront cette fois une évaluation quantitative.

Pour l'heure, les analyses par photo-interprétation sont privilégiées avec quelques limites pour la caractérisation et la quantification des changements. A l'image des toutes forme de production de données (Fortier et Alphandery, 2017). Ces résultats cartographiques peuvent dès lors servir de base référentielle pour ces sites de gestion et alimenter le débat public dans le sens de rompre avec l'inadaptation massive des législations sources de conflits d'usages (Philippe, 1998).

4.2. Conclusion

Cette étude montre les avantages et les limites de l'approche d'évaluation de l'occupation du sol des sites de gestion au Gabon (zone équatoriale) par les images satellites. Au travers de ces dernières, le processus de traitement dont notamment la classification supervisée a permis de ressortir les différentes unités paysagères. De la photo-interprétation à la classification supervisée, des différences de résultats sont palpables bien qu'elle soit mineure. L'imagerie SPOT dans cette étude a permis de bien caractérisé l'occupation du sol, les sentinel 1A sont venue en complément. De manière générale, les milieux forestiers occupent une part importante des paysages (forêt dense et secondaire), suivi des savanes. Les zones d'études connaissent très peu de perturbation de paysage. La lecture des activités anthropiques sur l'ensemble des sites est très faible. Afin d'améliorer les connaissances sur les types d'occupations du sol par la méthode de télédétection, nous suggérons le recours à une analyse des changements de l'occupation et l'utilisation des images Très Haute Résolution (THR) optique (Pléiades et autres).

Références bibliographiques

Arlot S., Mars 2009, Classification supervisée : des algorithmes et leur calibration automatique, École Centrale de Paris, Cours de troisième année, Cnrs – École Normale Supérieure – Inria, Équipe-projet Willow, <http://www.di.ens.fr/arlot/>

Bruneau M, Cabaussel G., Saez G.,1981. Télédétection et cartographie de l'occupation du sol en milieu tropical densément peuplé (Thaïlande). In: Annales de Géographie, t. 90, n°499, pp.327-353;doi: <https://doi.org/10.3406/geo.1981.20021> https://www.persee.fr/doc/geo_0003-4010_1981_num_90_499_20021, consulté le 10/04/2019

Catry T., Pottier A., Marti R., Li Z., Roux E., Herbreteau V., Mangeas M., Demagistri L., Gurgel H. et Dessay N., « Apports de la combinaison d'images satellites optique et RADAR dans l'étude des maladies à transmission vectorielle : cas du paludisme à la frontière Guyane française – Brésil », *Confins* [En ligne], 37 | 2018, mis en ligne le 03 octobre 2018, consulté le 28 Janvier 2019. URL : <http://journals.openedition.org/confins/15027> ; DOI : 10.4000/confins.15027

Collins J.B., Woodcock, C.E.,1994. Change detection using the Gramm-Schmidt transformation applied to mapping forest mortality. *Remote Sens. Environ.* 50: p 267-279.

Coppin P.R., Bauer M.E. 1996. Digital change detection in forest ecosystems with remote sensing imagery, *Remote Sensing Reviews*, 13:3-4, 207-234, DOI: 10.1080/02757259609532305

Fortier A., Alphanféry P., 2017. « La maîtrise des données, un enjeu majeur pour les associations naturalistes à l'heure de la gouvernance de la biodiversité » *Revue française d'administration publique*, n°163 : p. 587-598.

Kouta Sébastien, SOGBOSSI Erick S., MAZO Ismaël, TOKO IMOROU Ismaila et THOMAS Omer, « Approche comparative des méthodes de classification d'images des unités d'occupation des terres dans le bassin cotonnier du Bénin » *Mélanges en hommage aux Professeurs HOUSOU C.S., HOUNDAGBA J.C, THOMAS O.* Vol 3, 303-313.

Kpedenou K.D., BoukpeSSI T., et Tchamie T.T., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la Préfecture de Yoto (Sud-Est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. *Revue des Sciences de l'Environnement, Laboratoire de Recherches Biogéographies et d'Etudes Environnementales, Université de Lomé ; pp. 137-156*

Hobbs R., 1990. Remote Sensing of Spatial and Temporal Dynamics of Vegetation, in *Remote sensing of Biosphere functioning*, Hobbs & Mooney eds., Springer Verlag, New York, pp 203-219.

Lu D., Mausel P., Brondízio E. et Moran E. 2004. Techniques de détection de changement, *International Journal of Remote Sensing*, 25 :12, 2365-2401, DOI: 10.1080 / 0143116031000139863

Lu D. & Weng Q. 2007. Une enquête sur les méthodes de classification des images et techniques pour améliorer les performances de classification, *International Journal of Remote Sensing*, 28 : 5, 823-870, DOI : 10.1080 / 01431160600746456

Makak J.S., 2016. Aménagement foncier rural et juxtaposition des usages au Gabon : projet pilote d'observatoire local, enjeux et défis. Edition Universitaires Européennes, 349 p.

Mas J.F., 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement, *Canadian Journal of Remote Sensing: Journal canadien de télédétection*, 26:4, 349-362, DOI: 10.1080/07038992.2000.10874785

Palla F., 2011. Caractérisation et distribution spatiale des groupements végétaux de la mosaïque forêt-savane du Parc National de la Lopé (Gabon) : apport des traits caractéristiques de la végétation (traits d'histoire de vie) et des images RADAR PALSAR. Thèse, Université de Marne de la vallée, Paris France, 200 p.

Philippe L.D. 1998. Comment articuler législation nationale et droits fonciers locaux : expériences en Afrique de l'Ouest francophone. Politique des structures et action foncière au service du développement agricole et rural, actes du Colloque de la Réunion, CNASEA/AFDI/FNSAFER,. 25 pages

Poulain V., Octobre 2010. Fusion d'images optique et radar à haute résolution pour la mise à jour de bases de données cartographiques, Thèse, Université de Toulouse, 162 p.

République Gabonaise, juin 2017. Cadre d'investissement du Gabon pour l'initiative pour les forêts de l'Afrique centrale (CAFI) : soumission de la République Gabonaise au secrétariat du CAFI pour le conseil d'administration, 124 p.

République Gabonaise, 2013. Plan National d'Affectation du Territoire : Situation des terres affectées. Rapport technique Conseil National Climat, 244 pages

Thuy le Toan, Mars 2014, Sentinel1 pour l'observation de la végétation, Présentation PowerPoint pour 4ème Journée Thématique du PNTS, 24 mars 2016 - CNES, Paris

Remerciements

Nous remercions tout particulièrement l'ensemble des équipes du Projet Observatoire Spatiale des Forêts d'Afrique Central et de l'Ouest (OSFACO), de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN FI) pour ses projets à l'international, et l'Agence Française de Développement (AFD).

Les forêts sacrées du Bassin du Haut Niger en Guinée : quelle évolution depuis trois décennies ?

Fodé Salifou SOUMAH ^(1,*), Youssouf CAMARA ⁽¹⁾, Sidiki KOUROUMA ⁽²⁾, Mohamed DIAKITE ⁽¹⁾, Souleymane KOUROUMA ⁽³⁾, Abdoulaye Sitan KEITA ⁽³⁾

⁽¹⁾ Département de Biologie, Université Julius Nyerere de Kankan, Guinée

⁽²⁾ Département de Sociologie, Université Julius Nyerere de Kankan, Guinée

⁽³⁾ Direction Régionale de l'Environnement, des Eaux et Forêts de Kankan, Guinée

^(*) Auteur correspondant: Fodé Salifou SOUMAH, lifsoumah@gmail.com

Résumé

La présente étude porte sur l'analyse diachronique de la dynamique spatiale de 20 forêts sacrées dans le Bassin du Haut Niger en Guinée entre 1990 et 2017. L'interprétation des images satellites anciennes et récentes SPOT 6 & 7, des observations humaines ainsi que des enquêtes auprès des populations sur la gestion des forêts sacrées ont été utilisées. L'étude a révélé que malgré le caractère sacré des forêts étudiées, leur gestion pose des problèmes dans le Bassin du Haut Niger en Guinée. L'analyse diachronique de l'évolution spatiale de 20 forêts du Bassin montre une tendance régressive de la superficie des différentes forêts. Pour tous les sites confondus, la superficie totale est passée de 2896,56 ha en 1990 à 1381,42 ha en 2017. En 27 ans, la superficie totale initiale de ces sites s'est réduite de 52 %, à un taux annuel moyen d'environ 2 %. Ce recul considérable s'explique principalement par l'extension des zones agricoles et d'habitations avec la pression démographique, la proximité des forêts avec des agglomérations et l'affaiblissement du système local de gestion. Des stratégies de gestion durable sont donc nécessaires, au risque de perdre totalement ce patrimoine écologique et culturel du Bassin dans les trois prochaines décennies.

Mots clés : Forêts sacrées, images satellites, analyse diachronique, anthropisation, patrimoine écologique, Bassin du Haut Niger en Guinée

Abstract

The present study focuses on the diachronic analysis of the spatial dynamics of 20 sacred forests in the Upper Niger Basin in Guinea between 1990 and 2017. The interpretation of old and recent satellite images SPOT 6 & 7, human observations and surveys from the people on the management of sacred forests were used. The study reveals that despite the sanctity of the forests studied, their management poses problems in the Upper Niger Basin in Guinea. The diachronic analysis of the spatial evolution of 20 forests of the Basin shows a disturbing regressive trend of the area of the different forests. For all sites combined, the area decreased from 2896.56 ha in 1990 to 1381.42 ha in 2017. Within 27 years, the total initial area of these sites has decreased by 52%, at an average annual rate of about 2%. This considerable decline is mainly due to the extension of agricultural and residential areas with the demographic pressure, the proximity of forests with agglomerations and the weakening of the local management system. Sustainable management strategies are therefore necessary, at the risk of totally losing this ecological heritage of the Basin in the next three decades.

Keywords: Sacred forests, satellite images, diachronic analysis, anthropization, ecological heritage, Guinean Upper Niger Basin

1. INTRODUCTION

L'accroissement du potentiel forestier et la conservation de la biodiversité sont devenus depuis quelques années une des préoccupations essentielles du développement durable. Cette prise de conscience est partie des constats amers portant sur la vitesse de recul des ressources forestières tant au niveau local, continental que mondial. En Afrique de l'Ouest, les forêts ont reculé à un rythme de 19 % sur dix ans soit une perte d'environ 870.000 hectares par an entre 2000 et 2010 (FAO, 2013). Dans cette région, le « sacré » est longtemps perçu comme un moyen efficace de protection des forêts par les sociétés traditionnelles. Belemviré et al. (2008) estiment que la couverture végétale est le meilleur repère pour apprécier les changements du milieu entre différentes périodes dans une région. Les informations issues de l'analyse diachronique de l'occupation du sol sont toujours utiles dans l'identification des stratégies appropriées pour mieux gérer les terres (Kpedenou et al., 2017). Les problèmes de conservation des forêts sacrées ont été abordés dans de nombreux travaux en Asie et en Afrique (Kokou et al., 2005 ; Hamberger, 2006 ; Chandrashekara, 2011, 2006 ; Savadogo et al., 2011 ; Ali et al., 2014). Ces auteurs évoquent le rôle du « sacré » dans la gestion de ces systèmes, mais aussi celui des facteurs anthropiques notamment l'influence des nouvelles religions (christianisme, islam), l'agriculture et l'urbanisation liées à l'accroissement démographique dans leur dégradation. Toutefois, l'utilisation des images satellites historiques dans l'évaluation du taux annuel de régression, pour une meilleure compréhension et surveillance de ces espaces s'avère indispensable.

En Guinée, particulièrement dans le Bassin du Haut Niger, les enjeux de la gestion locale des ressources forestières sont abordés pour souvent étayer le rôle culturel des pratiques locales de conservation (Dioubaté, 2002 ; Sow, 2003 ; Leciak, 2008 ; Diallo, 2011). La région naturelle de la Haute Guinée, correspondant au Bassin du Haut Niger en Guinée abrite la source du fleuve Niger, le plus grand en Afrique de l'ouest. La région est peuplée par le groupe ethnique malinké. Selon la pensée locale de cette communauté, les forêts sacrées sont celles qui sont hantées d'esprits, de génies, diables et d'animaux féroces, et au nom desquels, toute attaque constitue leur provocation. Jouissant d'une certaine protection fondée sur ces croyances, ces milieux jouent un rôle écologique majeur dont la conservation de la biodiversité dans cette région dominée par les savanes (Soumah et al., 2018). Cependant, les activités agricoles, minières, les feux de brousse et la coupe de bois sont identifiés dans cette région comme principales pressions anthropiques sur les écosystèmes naturels (Barry et al., 1999). Les forêts sacrées se retrouvent dans des environnements de plus en plus anthropisés et leur intégrité semble affectée par cette anthropisation.

Dans ce contexte local de forte anthropisation, la dynamique de ces forêts n'avait jamais fait l'objet d'analyse spatiale diachronique pour une meilleure compréhension de leur évolution. La présente étude prédit que ce contexte de forte anthropisation déstabilise la gestion locale des forêts et réduit le potentiel forestier du bassin. L'objectif de l'étude est de caractériser la dynamique spatiotemporelle des forêts

sacrées de la zone au cours des trois dernières décennies à l'aide des images satellites et identifier les facteurs majeurs de cette dynamique pour une gestion plus durable.

2. DONNÉES ET MÉTHODES

2.1. Données

Les images satellites SPOT 6 & 7 de 1990 et 2017, mises à disposition par le projet d'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO); la carte hydrographique de la zone d'étude (IGN, 1998) ainsi que les données d'observations et d'enquêtes menées par l'équipe du projet en 2017 ont été utilisées. Les principales données utilisées sont disponibles dans les tableaux 1 et 2.

Tableau 1. Coordonnées des forêts sacrées étudiées dans le Bassin du Haut Niger en Guinée

N°	Nom de la Forêt sacrée	Village	Préfecture	Altitude (m)	Coordonnées des forêts sacrées étudiées (N/W)
1	<i>Wrouwroutou</i>	Diankana	Kankan	372	10,4858/09,2325
2	<i>Deldoutou</i>	Deldou	Kankan	535	09,52733/09,7991
3	<i>Toukouna</i>	Dossori	Kankan	381	10,36439/09,3711
4	<i>Kènèmoritou</i>	Sidafaya	Kankan	429	09,92082/09,5589
5	<i>Sikoba</i>	Moribaya	Kankan	434	09,03041/09,5790
6	<i>Kökoudouni</i>	Batè-Nafadji	Kankan	359	10,6601/09,2445
7	<i>Kölönbatou</i>	Tintioulénkoro	Kankan	411	10,24104/09,1805
8	<i>Kanson</i>	Tokounou	Kankan	432	09 63701/09,7762
9	<i>Balotou</i>	Balato	Kouroussa	370	10,70838/09,5666
10	<i>Bolètou</i>	Baro	Kouroussa	339	10,61253/09,7016
11	<i>Djigbè</i>	Sanguiana	Kouroussa	394	10,78208/10,1904
12	<i>Douréndji</i>	Kaninfara	Mandiana	404	10,99424/08,9821
13	<i>Kènèndénkrou</i>	Kignènin	Mandiana	376	10,93961/08,6561
14	<i>Gbonkörötou</i>	Morodou	Mandiana	385	10,83365/08,6621
15	<i>Bôtou</i>	Niandankoro	Siguiri	375	11,0817/09,2844
16	<i>Timbatou</i>	Falama	Siguiri	341	11,43805/09,0380
17	<i>Mögnoumatou</i>	Mounoun	Kérouané	502	09 81096/08,9738
18	<i>Konobadou</i>	Bafouro	Kérouané	532	09,17213/09,0155
19	<i>Djigbè</i>	Naninférédou	Kérouané	608	09,28254/08,9535
20	<i>Tantaramba</i>	Komodou	Kérouané	579	09,63223/09,05448

Source : Données de la présente étude

Tableau 2. Tendances de l'évolution des forêts sacrées étudiées entre 1990 et 2017

N°	Villages	Surface forêt (ha) 1990	Surface forêt (ha) 2017	Surface perdue/gagnée (ha)	Taux perte/gain (%)	Taux annuel moyen (%)	Distance village-forêt (km)	Nombre d'habitants (en 2014)	Appui extérieur de gestion
1	Diankana	37,5	19,03	18,47	49,25	1,82	0	3200	oui en 1998
2	Deldou	44,46	189,4	+144,9	+326	0,00	0	428	oui en 1994
3	Dossori	2,8	2,32	0,48	17,14	0,63	0	240	non
4	Sidafaya	96,67	6,66	90,01	93,11	3,45	0	75	oui en 1998
5	Moribaya	47,12	27,76	19,36	41,09	1,52	3	1170	oui en 1998
6	Batè-Nafadji	13,12	3	10,12	77,13	2,86	0	5180	non
7	Tintioulénkoro	29,2	18,01	11,19	38,32	1,42	0	809	non
8	Tokounou	173,2	163,6	9,6	5,54	0,21	0	4611	oui en 1994
9	Balato	6,45	5,45	0	0,00	0,00	0	1637	non
10	Baro	46,26	0,64	45,62	98,62	3,65	0	5025	oui en 2015
11	Sanguiana	191,1	11,88	179,52	93,94	3,48	0	3564	non
12	Kaninfara	937	571,2	365,8	39,04	1,45	7	3392	non
13	Kignènin	413,8	12,78	401,02	96,91	3,59	0	1268	non
14	Morodou	45,47	6,76	38,71	85,13	3,15	0	6578	non
15	Mounoun	14,08	4,39	9,6	68,18	2,53	0	317	non
16	Falama	12,71	2,42	10,29	80,96	3,00	0	3140	non
17	Niandankoro	0	41,39	+41,39	+100	0,00	3	3377	oui en 1998
18	Bafouro	26,82	19,4	7,42	27,67	1,02	0	329	non
19	Naninférédou	381,4	45,53	335,87	88,06	3,26	3	260	non
20	Komodou	377,4	229,8	147,6	39,11	1,45	0	3444	oui
Total		2896,6	1381,4	1515,1	52,31	1,93			

Source : Données spatiales et non spatiales de la présente étude

2.2. Méthodes

2.2.1. Zone d'étude

Le Bassin du Haut Niger en République de Guinée correspond à la région de la Haute Guinée, située au Nord-Est du pays. Elle est composée de deux régions administratives : Faranah et Kankan. La première comprend les préfectures de Faranah, Dabola et Dinguiraye, et la seconde, les préfectures de Kankan, Kouroussa, Siguiri, Mandiana et Kérouané (Figure 1). Le Bassin est situé entre 8° 45' et 12° 35' N et entre 8° et 11° 37' W. Le climat est soudano-guinéen (Aubréville, 1950). La pluviométrie annuelle moyenne est de 1800 mm avec une température moyenne de 28 °C. Le relief, légèrement incliné vers le Nord-Est est dominé par les plateaux. Les formations géologiques sont diverses avec un complexe granito-gneiss au Sud-Ouest, le grès au Nord, les micaschistes à l'Est, les schistes et quartzites d'Est en Ouest, des roches vertes au centre et la dolérite au Nord-Ouest (Beavogui, 2004). Le réseau hydrographique comprend le fleuve Niger et ses affluents. Les sols *ferralitiques peu évolués* à horizon superficiel gravillonnaire dominant les plateaux et les sols *hydromorphes alluviaux* dans les plaines et bas-fonds. Les végétations sont inféodées aux types de sols et dominées par des savanes soudaniennes et guinéennes, parcourues des forêts galeries.

La population humaine du Bassin est essentiellement composée du groupe ethnique Malinké. En presque 20 ans, cette population est passée de 1.4005.214 habitants (Recensement de 1996) à 2.9245.054 habitants (Recensement de 2014). C'est une population principalement agricole (Dioubaté, 2002), pratiquant des cultures vivrières (riz, maïs, arachide, sésame, manioc, ignames) et des cultures de rente (anacardier, manguier, cotonnier). Les défrichements agricoles ont reculé la végétation arborescente de la zone, même s'il est difficile d'évaluer, la superficie annuelle moyenne de ce recul, sans données historiques précises (Adam, 1948). Malgré, la forte islamisation de la population, plus de 95 % de musulmans (Beavogui, 2004), certains lieux de cultes ancestraux persistent. Il s'agit par exemple des forêts et les mares sacrées, qui bénéficient par endroits, de la protection des populations locales pour leur valeur ancestrale.

2.2.2. Choix des sites d'investigation

Les 20 forêts sacrées étudiées ont été choisies dans des zones fortement anthropisées du Bassin, en considérant que ce contexte est idéal pour apprécier la capacité des populations locales à gérer seules ces systèmes. Sur la base des images satellites des forêts péri villageoises et une liste des forêts communautaires de la région de Kankan que dispose la Direction Régionale de l'Environnement, des Eaux et Forêts, les sites ont été ciblés. Aussi, l'accessibilité, la valeur socioculturelle et le potentiel écologique des sites, et surtout l'accord d'étude de ces forêts, donné par les populations locales ont été pris en compte. La localisation des sites choisis pour ce travail est illustrée dans la Figure 1.

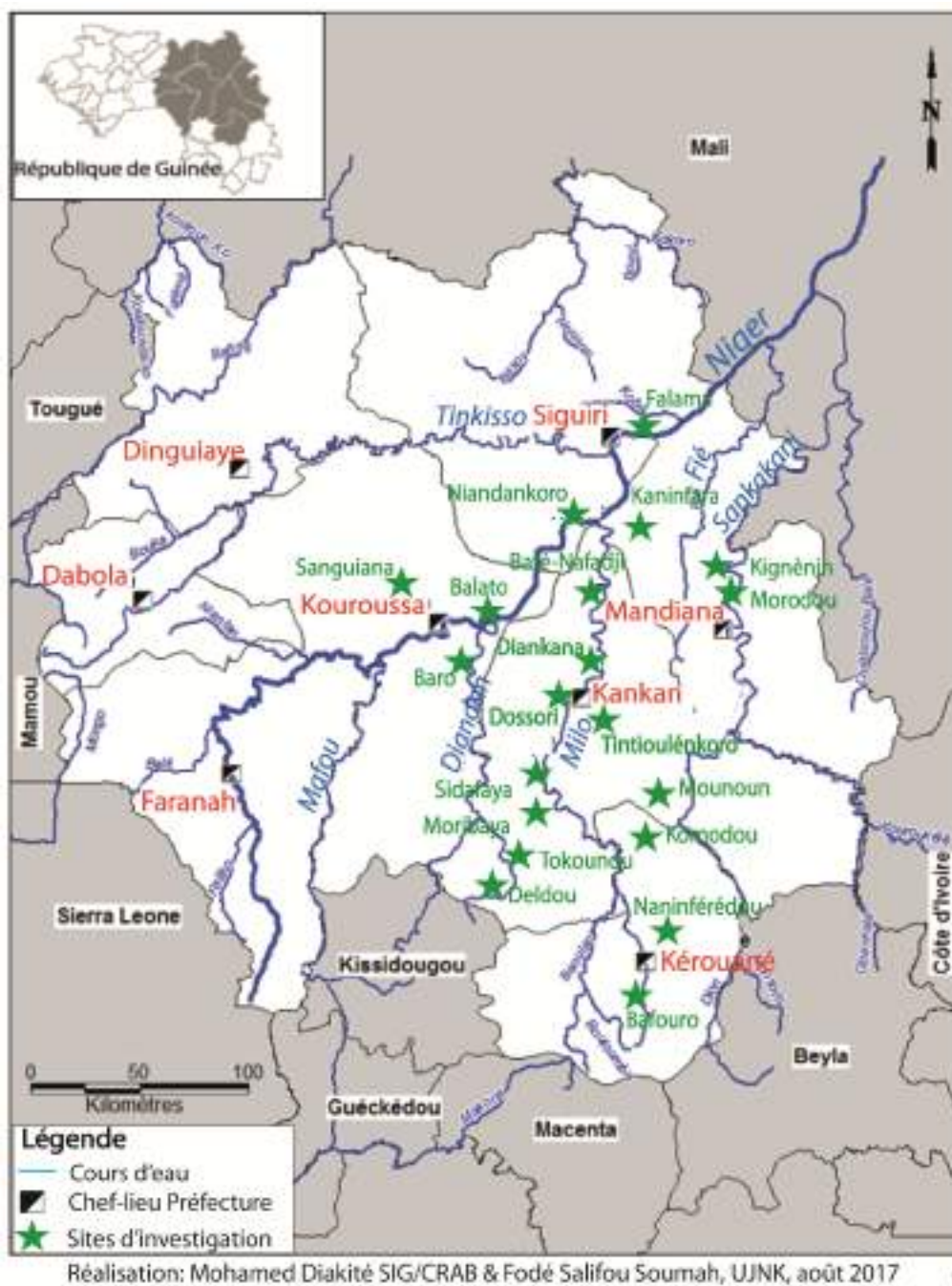


Figure 1. Localisation des sites d'études dans le Bassin du Haut Niger en Guinée

Source : IGN, 1998

2.2.3. Observations de terrain et analyses des données

Les observations de terrain ont consisté à noter, en état, les différentes occupations des terres au voisinage des forêts, dans un rayon de 5 km. Les sites forestiers retenus ont été géoréférencés. Les levées de contours actuels des forêts ont été effectuées sur le terrain sous le guide des habitants à l'aide

d'un GPS (Garmin Etrex 10). Les coordonnées et les superficies en état des sites forestiers choisis ont été relevées. Le traitement et l'interprétation des images satellites se sont déroulés comme suit :

- Prétraitements des images (Composition colorée) ;
- Analyse spatiale et sélection des zones d'entraînement (ROI) ;
- Classification supervisée des images SPOT sous QGIS 2.18 ;
- Post classification ;
- Contrôle-terrain et évaluation de la classification ;
- Carte d'occupation du sol ;
- Extraction des superficies des unités d'occupation du sol dans les zones concernées ;
- Etablissement de la matrice de transition ;
- Calcul du taux de déforestation (Puyravaud, 2003) : $r = \frac{1}{t2-t1} \ln \frac{A2}{A1}$

Avec A1 et A2, correspondant respectivement à la superficie du type d'occupation de l'année t1 et l'année t2 ; ln : logarithme népérienne ; r : le nombre d'années d'évolution ;

- Mise en page des cartes d'état de l'occupation des terres sous MAP Info 7.5 et QGIS 2.18,
- Analyse diachronique des résultats.

Les facteurs directs de réduction des surfaces forestières ont été déterminés en superposant et comparant les cartes d'occupation du sol des deux dates d'étude (1990 et 2017). Le phénomène a été vérifié sur le terrain par la reconnaissance des systèmes environnant chaque forêt. Des entretiens semi structurés en focus group ont ciblé principalement les chefs traditionnels et des personnes impliquées dans la gestion de ces forêts au niveau des différents villages pour recueillir des informations sur le fondement, les atouts et les contraintes de la gestion locale des ressources forestières.

3. RÉSULTATS

3.1. Tendances de l'évolution des superficies des forêts sacrées étudiées de 1990 à 2017

La figure 2 révèle un fort recul de la superficie des différents sites forestiers et dans leur ensemble. La tendance de l'évolution la plus évidente est la régression des surfaces forestières des sites. Elle varie en fonction des sites, entre 6 et 99 % avec des taux annuels moyens de recul compris entre 0,21 et 3,65 % (Tableau II). Les forêts des sites de Baro, Sanguiana, Kignènin, Sidafaya et Naninférédou sont les plus affectées avec une forte réduction des superficies initiales des sites (Figure 2). Cette réduction est estimée à plus de 80% par sites entre 1990 et 2017. Par contre, les forêts des sites de Tokounou et de Dossori ont été au cours de la même période, moins impactées. La forêt du site de Niandankoro est exceptionnellement un cas salubre. Il s'agit de la mise en défens d'une jachère de 41 ha en 1998 par la

population locale sur initiative d'un projet exécuté par l'ONG-Guinée Environnement et Développement (GED). La gestion de la forêt de Deldou est aussi positive. C'est le seul site qui a connu au cours de la même période une augmentation de la surface forestière à la faveur du projet "Bassin versant" en 1994. Sa superficie est passée de 44,5 à 189,4 ha. Dans l'ensemble, la superficie forestière des sites étudiés est passée de 2896,56 à 1381,42 ha en 27 ans.

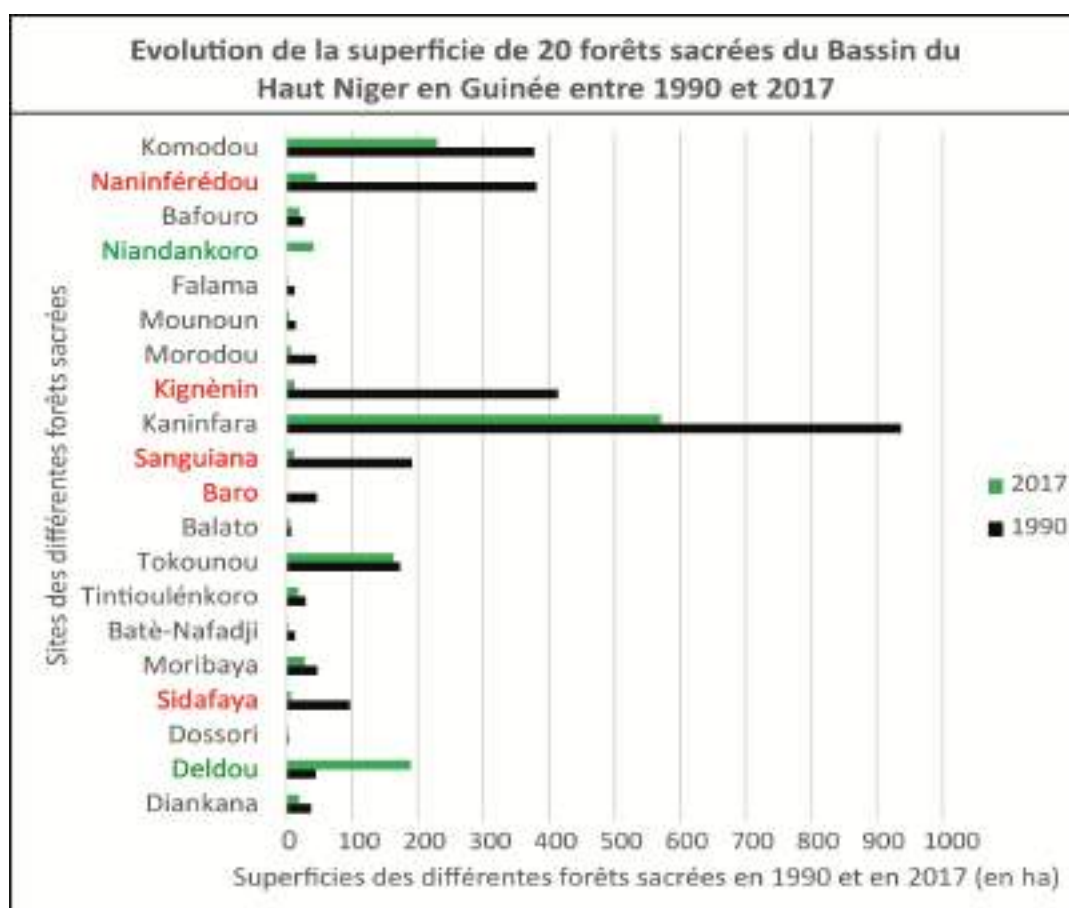


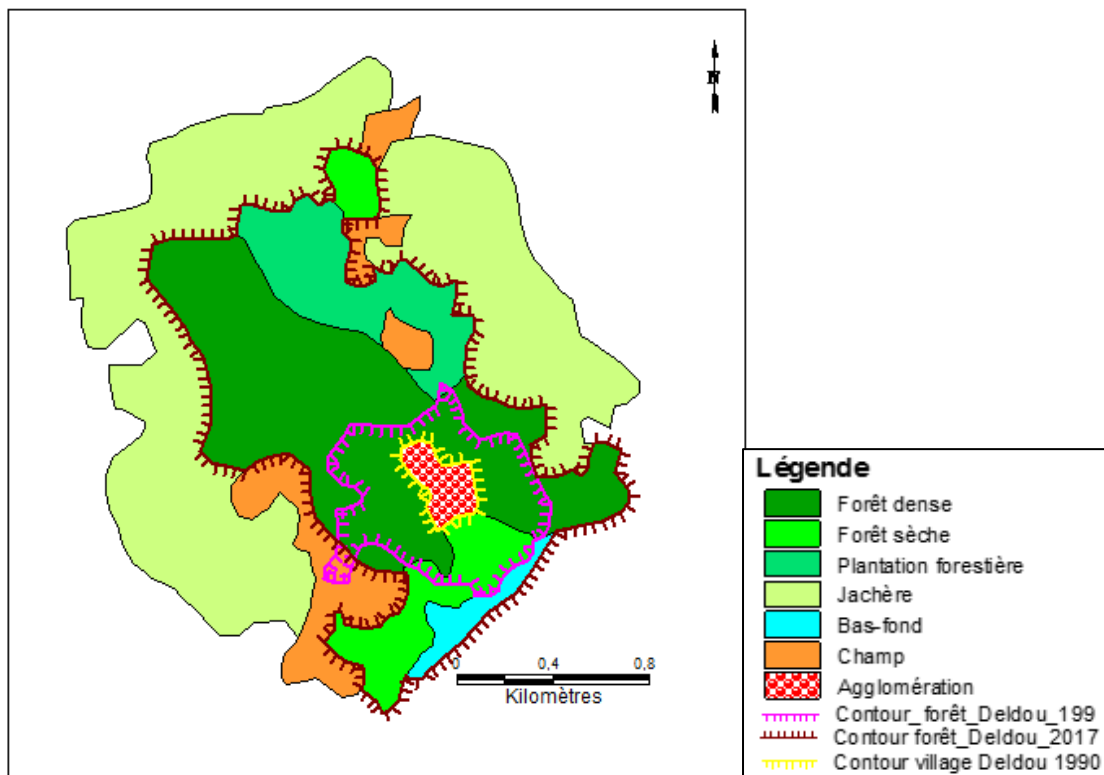
Figure 2. Évolution de la superficie de 20 forêts sacrées du Bassin du Haut Niger en Guinée entre 1990 et 2017

3.2. Classification des sites forestiers en fonction des différentes tendances de l'évolution

Cinq classes de sites sont distinguées en fonction du niveau de recul forestier entre 1990 et 2017.

1. Sites forestiers agrandis et entretenus : il s'agit des sites ayant connu une extension de leur superficie entre 1990 et 2017. C'est le cas de la forêt du site de Deldou (Figure 3).
2. Sites forestiers aux limites maintenues, mais faiblement dégradés : il s'agit des sites dont les limites n'ont pas changé, mais ils ont connu une faible destruction du couvert forestier (moins de 20 %). C'est le cas par exemple du site de Dossori (Figure 4).

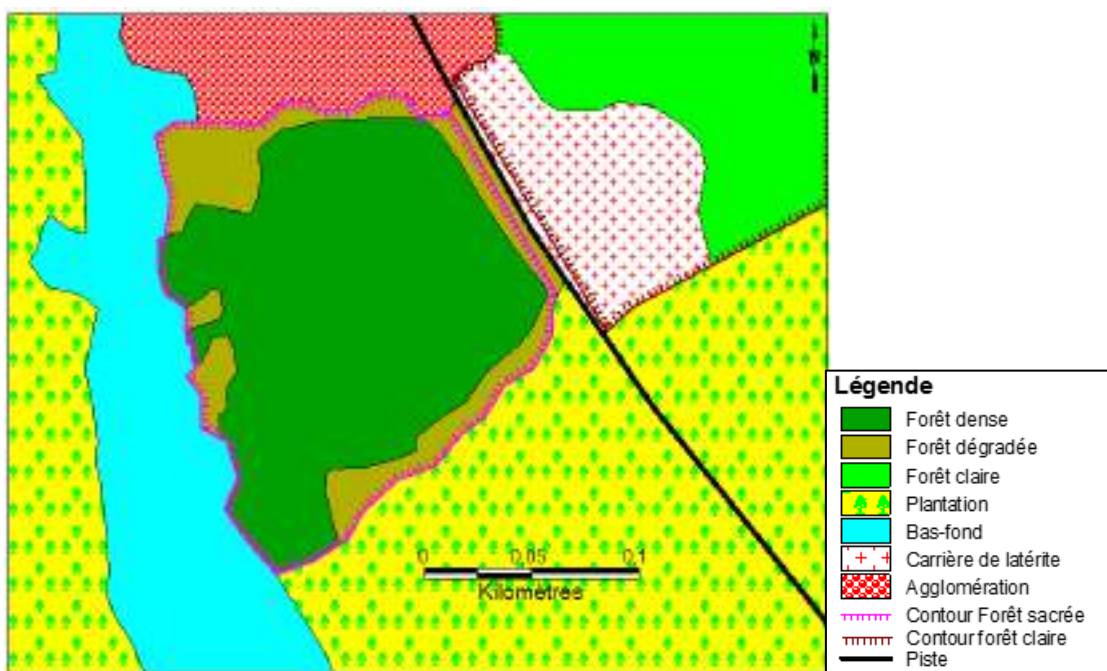
3. Sites forestiers ayant perdu moyennement à fortement leurs superficies initiales : ces sites ont perdu entre 30 et 90 % de leurs surfaces initiales. C'est le cas par exemple de la forêt du site de Tintioulékoro qui a régressé de 38 % (Figure 5).
4. Sites forestiers quasiment détruits : plus de 90 % de la surface initiale du site sont perdus. Le site de Baro illustre ce cas (Figure 6).
5. Sites forestiers récemment mis en défens : c'est le cas du site de Niandankoro où 41 ha de jachère forestière ont été mis en défens en 1998 (Figure 7).



Source: Relevé GPS du 04/08/2017 et image n°: SPOT1- HRV1-XS_19900320-111158-482_L1C_038-331-0_D_V1-0_PYR_ALL et IMG_SPOT7_MS_201511191041169_SEN_2015997101_ORT_20170202

Réalisation: Diakité Mohamed., SIG/CRA Bordo, & Soumah Fodé Salifou, UJNK, juin 2018

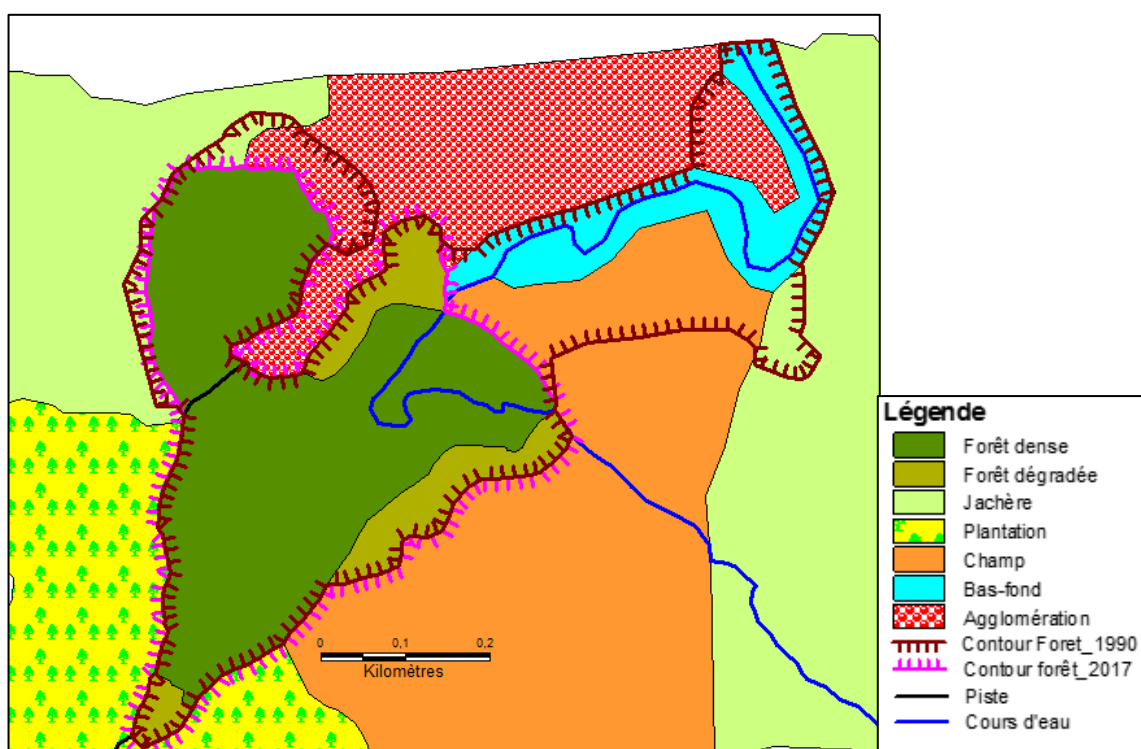
Figure 3 : Évolution spatiale de la forêt sacrée du site de Deldou entre 1990 et 2017



Source: Relevé GPS du 11/08/2017 et Image Spot n°: SPOT1-HRV1-XS_19900320-111141-469_L1C_038-329-0_D_V1-0_PYR_ALL & IMG_SPOT7_F_201603281042501_SEN_2015963101_ORT_20170201

Réalisation: Diakité Mohamed., SIG/CRA Bordo, & Soumah Fodé Salifou, UJNK, juin 2018

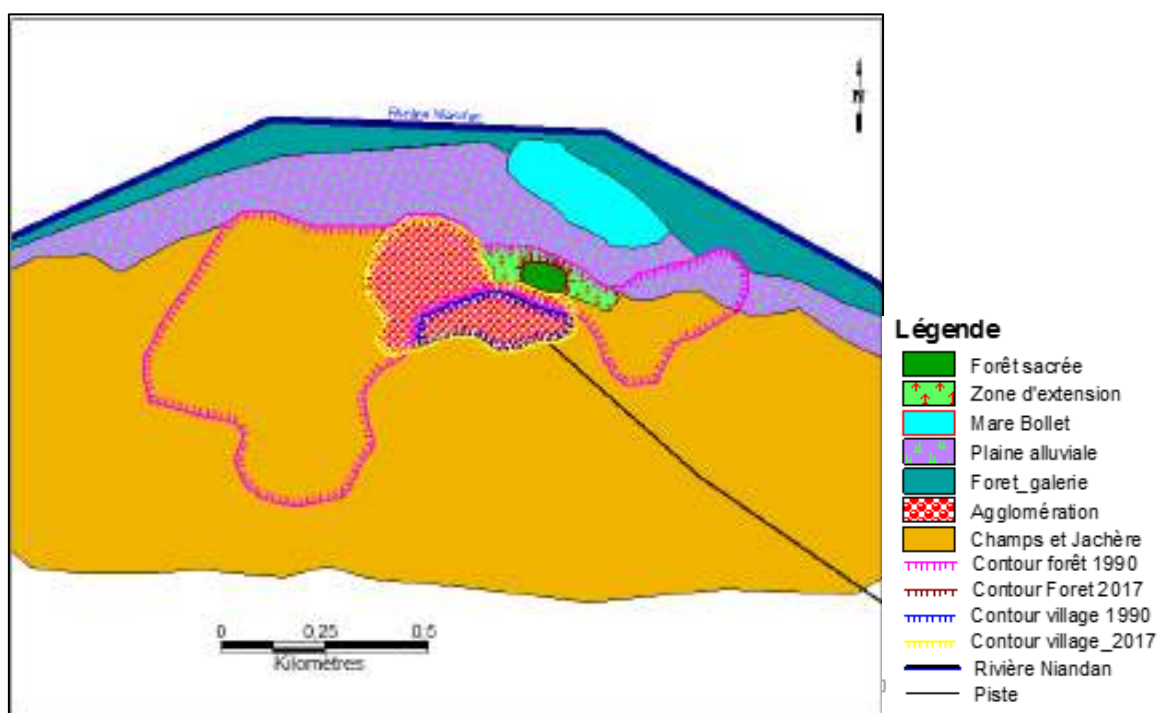
Figure 4. Évolution spatiale de la forêt sacrée du site de Dossori entre 1990 et 2017



Source: Relevé GPS du 23/07/2017 et image Spot n°: SPOT1-HRV1-XS_19900320-111141-469_L1C_038-329-0_D_V1-0_PYR_ALL et IMG_SPOT7_F_201603281042501_SEN_2015963101_ORT_20170201

Réalisation: Diakité Mohamed., SIG/CRA Bordo, & Soumah Fodé Salifou, UJNK, juin 2018

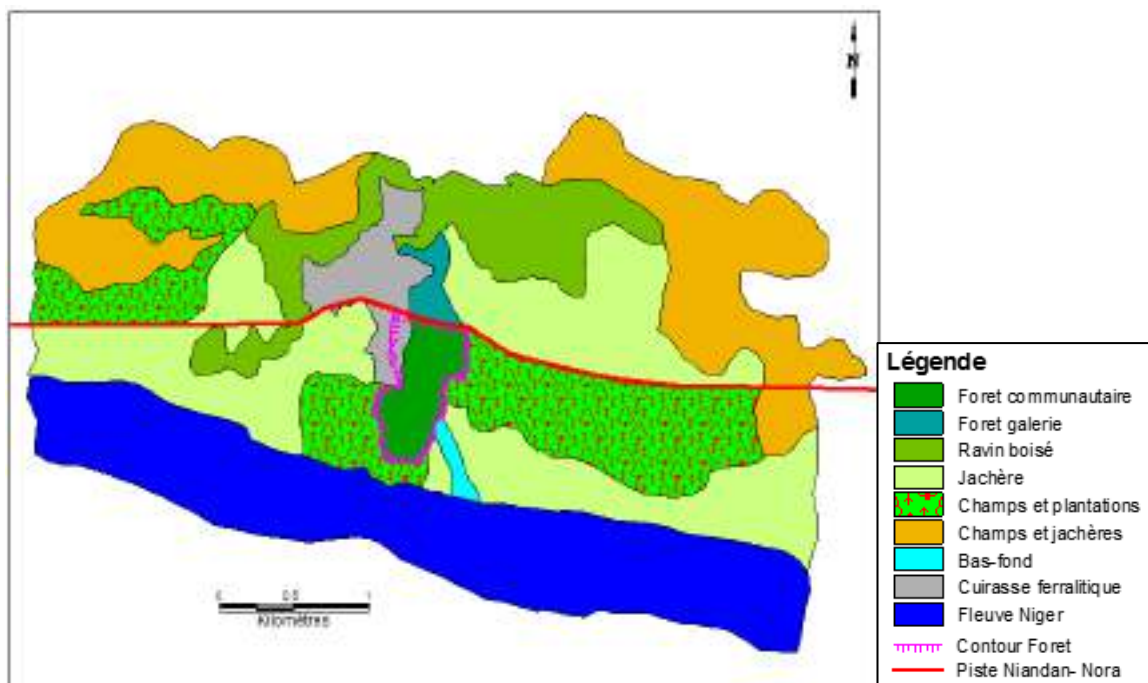
Figure 5. Évolution spatiale de la forêt sacrée du site de Tintioulénkoro entre 1990 et 2017



Source: Relevé GPS du 05/02/2018 & image Spot N°: SPOT2-HRV2-XS_19900323-110405-483_L1C_038-329-0_D_V1-0_PYR_ALL

Réalisation: Diakité Mohamed., SIG/CRA Bordo, & Soumah Fodé Salifou, UJNK, juin 2018

Figure 6. Évolution spatiale de la forêt sacrée du site de Baro entre 1990 et 2017



Source: Relevé GPS du 13/08/2017 et Image Spot n°: SPOT1-HRV1-XS_19900320-111132-962_L1C_038-328-0_D_V1-0_PYR_ALL & IMG_SPOT7_F_201502061043599_SEN_2016011101_OR_20170201

Réalisation: Diakité Mohamed., SIG/CRA Bordo, & Soumah Fodé Salifou, UJNK, juin 2018

Figure 7. Évolution spatiale de la forêt sacrée du site de Niandankoro entre 1990 et 2017

3.3. Facteurs de réduction de la superficie et/ou de la dégradation des sites sacrés

L'analyse des différentes occupations des sols au voisinage des forêts sacrées révèle visiblement que l'agriculture et les habitations sont les facteurs directs les plus évidents. Ces facteurs et autres déterminants anthropiques observés lors des visites de terrain sont illustrés par la Planche Photo 1. Il s'agit de :

- la réduction de la superficie des espaces initialement sacrés au profit des cultures et des habitations (Photo 1.a et b) ;
- la coupe frauduleuse du bois d'œuvre (Photo 1.c) ;
- la présence des petites parcelles agricoles dans les périmètres défendus (Photo 1.d) ;
- l'effet de la divagation du cheptel (Photo 1.e) ;
- le débroussaillage répété du sous-bois des forêts-cimetières (Photo 1.f).

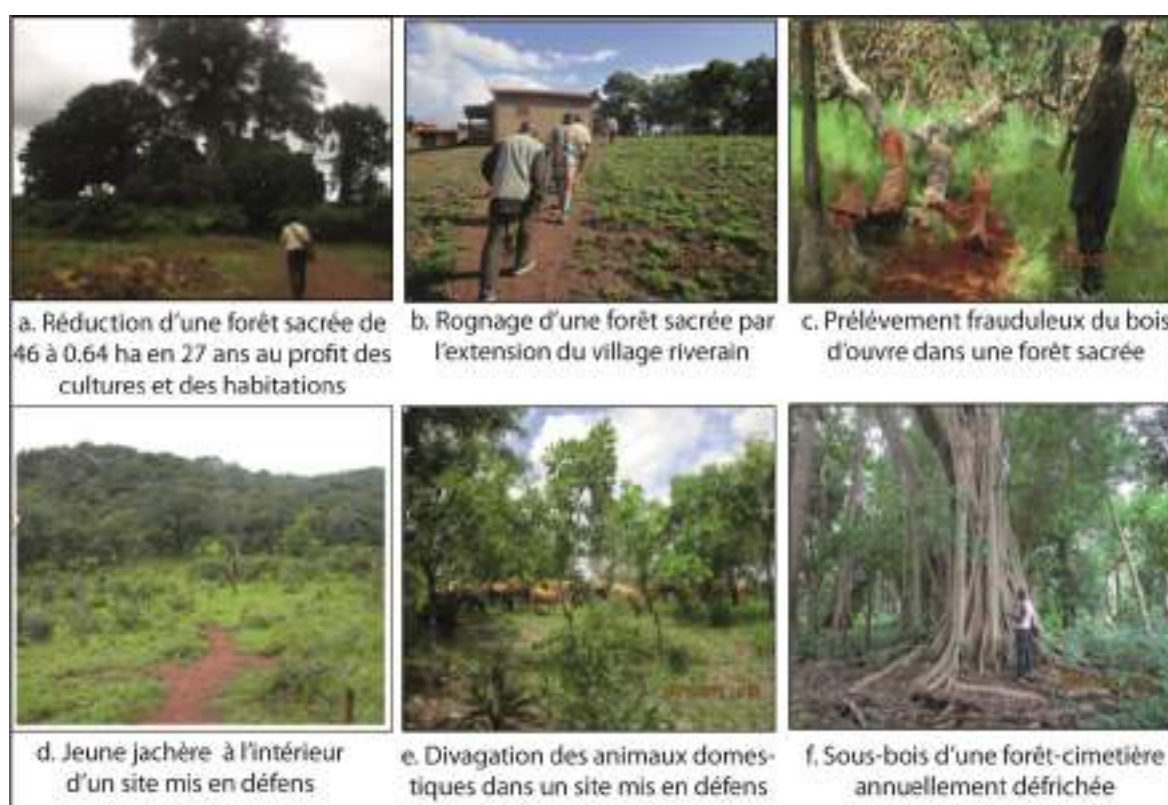


Planche photo 1. Anthropisation des forêts sacrées dans le Bassin du Haut Niger en Guinée

Source : Équipe de la présente étude

La proximité des habitations, la croissance démographique, l'affaiblissement de la gestion locale dû à celui des pouvoirs traditionnels et à la désacralisation des forêts, apparaissent comme des facteurs indirects, prédisposant les forêts sacrées de la zone à une destruction accélérée. L'intervention extérieure auprès des communautés locales dans la gestion contribue par contre à l'effort de conservation. Les forêts sacrées étudiées sont majoritairement situées à l'orée des habitations humaines. Seuls 4 forêts sacrées sur les 20 étudiées sont un peu reculées des habitations, distantes de 3 à 7 km. Il s'agit des forêts sacrées des sites de Kaninfara (à 7 km), Moribaya, Naninférédou et Niandankoro (3 km). La proximité traduit l'accessibilité et la pression exercée par l'extension des habitations. Ces sites sont parmi les moins affectées à l'exception du site de Naninférédou (Tableau II) qui est aussi située à 7 km de la commune urbaine de Kérouané. Le terroir de Naninférédou est la convoitise des agriculteurs urbains de Kérouané. Pour ce qui est de l'influence de la charge démographique, certains sites en l'occurrence Dossori (240 habitants) et Bafouro (329 habitants), moins peuplés sont moins anthropisés avec respectivement 17 et 28 % de surfaces perdues entre 1990 et 2017. La situation est encore mieux pour le site de Deldou (428 habitants) où la forêt a plutôt connu un gain en superficie (+144, 94 ha). Par contre, les sites de Baro (5025 habitants), de Sanguiana (3564 habitants), Morodou (6578 habitants) et Falama (3140 habitants) sont parmi les plus peuplés avec plus de 80 % de surfaces perdues (Tableau II). Certains sites (Tokounou, Diankana, Moribaya, Deldou, Niandankoro et Komodou), dont les forêts sont relativement moins anthropisées, ont bénéficié de l'appui extérieur entre 1994 et 2015 (Tableau II). En plus du "sacré", il y a une surveillance exercée par des comités villageois de gestion sous la responsabilité des chefs traditionnels. Ces appuis consistent soit en l'assistance technique lors du reboisement des espaces dégradés du site sacré, soit lors de l'extension ou de la création d'une forêt, soit en la réalisation des pare-feux, soit lors de la mise en place des comités de surveillance.

L'affaiblissement de la gestion locale des forêts est une réalité en Haute Guinée. L'essentiel des règles coutumières est oral. Les générations ne vivant pas aux mêmes époques et n'étant pas confrontées aux mêmes réalités, peuvent outrepasser les prescriptions pour répondre à leur besoin. Du coup, les principes locaux de gestion sont violés. L'analyse des discours de la quasi-totalité des chefs coutumiers des villages d'études montre que les difficultés de la gestion locale de ces aires de cultes résultent de l'irrespect de la tradition par les générations actuelles et que malgré des efforts de la part des pouvoirs traditionnels, les pressions anthropiques pèsent comme jamais sur ces systèmes. En plus de l'oralité des principes traditionnels de gestion, il ne faut ignorer le poids de l'islam qui contribue à profaner tout ce qui est sacré. Les forêts ne peuvent plus garder leur statut « sacré ». Or c'est l'essence des principes de la gestion locale. Sur le terrain, les populations s'attaquent à tous les lieux qui avaient un statut de « sacré » pour en faire des champs ou des habitations.

4. DISCUSSION

4.1. Évolution spatiotemporelle des espaces forestiers

L'étude de l'évolution de la superficie de 20 forêts à caractère sacré dans le Bassin du Haut Niger en Guinée révèle une régression d'environ 52 %, soit un peu plus de la moitié de la surface totale initiale en 27 ans. Ce rythme de destruction forestière est comparable à celui observé par Kpedenou et al. (2017) au Sud du Togo. Ces auteurs ont étudié l'occupation du sol dans un paysage, constitué de 13,2 % de forêts en 1958, qui se sont réduits après six décennies à moins de 1 %. Les résultats d'Akpoyè et al. (2018) font état d'une réduction de la superficie d'environ 72 % des formations naturelles entre 1986 et 2016 au profit des occupations anthropiques. La régression des surfaces forestières est la dynamique qui domine largement dans le Bassin du Haut Niger en Guinée. La tendance progressive ou l'inversion de la dynamique, bien que rare est observée dans deux des vingt sites étudiés dans le Bassin. Cette situation absolument positive a aussi été remarquée au Burkina Faso (Tankoano, 2012 ; Millogo et al., 2017). Les changements d'utilisation des terres bordières des forêts sacrées ont provoqué la transformation de 1515,14 ha de domaines forestiers en zones de cultures et d'habitation pendant ces trois dernières décennies. Si rien n'est fait, la totalité des forêts à caractère sacré du bassin risque de disparaître au cours des trois prochaines décennies. La recherche d'Irotori et al. (2017) prédit aussi la disparition de la grande partie du bois sacré du Nord-Ouest du Bénin à l'horizon 2050.

4.2. Facteurs anthropiques de destruction des espaces forestiers

Cette étude montre que les principales pressions pesant sur les espaces forestiers de la zone sont l'extension des zones agricoles et d'habitations. Ces pressions sont aussi liées à l'accroissement rapide des populations locales. Les besoins en terres fertiles sont toujours croissants chez les populations majoritairement agricoles comme celles du Bassin du Haut Niger en Guinée. Igue et al. (2010) ont remarqué que les populations riveraines de la forêt classée de Toui-Kilibo au Bénin pour qui l'agriculture demeure l'activité principale ont occasionné la destruction de cette forêt. Nombreuses études (Mama et al., 2013 ; Kpedenou et al., 2017 ; Oloukoi, 2017 ; N'go et al., 2018) montrent que l'extension des zones agricoles et d'habitation liée à la charge démographique est le déterminant majeur de régression des forêts proches des zones habitées. La plupart des bosquets sacrés dans la région du Kerala en Inde sont grignotés au profit des terres de cultures (Chandrashekara, 2011). Nombreux travaux effectués dans des aires protégées d'Etat (N'Guessan et al., 2006 ; N'Da et al., 2009 ; Diallo, 2011 ; Dimobe et al., 2011 ; Andon et al., 2018) révèlent que ces aires sont essentiellement agressées par la dynamique agraire avec la proximité des agglomérations. Ces résultats corroborent la conclusion de N'go et al. (2018) selon laquelle, l'exploitation des écosystèmes forestiers à des fins agricoles et d'urbanisation, imprime une forte dynamique de l'occupation du sol. Dans notre zone d'étude, les espaces récupérés des domaines protégés pour réaliser des champs ou des maisons sont aussi attribués aux ressortissants qui reviennent s'installer aux villages. Il s'agit souvent des dignitaires auxquels il est

impossible de refuser l'héritage domanial. Les espaces forestiers ayant perdu leurs fonctions culturelles par abandon de pratiques ancestrales, sont souvent cédés. Comme le soulignent Kokou et Sokpon (2006), l'absence de repères clairs et tangibles des limites facilite l'érosion des forêts sacrées.

Par ailleurs, l'étude révèle aussi que l'islamisation progressive du peuple Malinké s'est faite au détriment de la conservation des forêts sacrées, cadre privilégié des religions traditionnelles. Les conséquences de l'abandon des traditions, témoigné par des chefs coutumiers de la zone d'étude confirment la conclusion de Kokou et al. (2005), selon laquelle les modes de gestion locale n'arrivent plus à protéger les forêts sacrées et leur biodiversité, face aux mutations sociales et économiques actuelles. Ces auteurs poursuivent en signalant que le développement du christianisme a aussi eu des effets sur le culte Vaudou dans les villages du Sud-Est du Togo.

L'une des raisons expliquant aussi la forte anthropisation des forêts sacrées est bien leur proximité avec les agglomérations. Beaulaton et Roussel, (1998) mentionnent que bien que protégé, ces systèmes sont dans ces conditions, soumis à une forte pression. L'influence de la charge démographique des villages sur le niveau de recul des forêts péri villageoises dans la zone d'étude confirment les travaux de N'Da et al. (2009) qui mettent en évidence un fort lien entre la déforestation et la croissance démographique dans plusieurs localités du Parc National de Marahoué en Côte d'Ivoire.

5. CONCLUSION

Cette étude aborde des problèmes de conservation des forêts sacrées dans la zone d'étude. Elle révèle que ces forêts, malgré leur caractère sacré sont en général fortement affectées par l'anthropisation des terroirs villageois. Par analyse diachronique des images spatiales, l'étude révèle que ces sites ont perdu 52 % de leur couverture forestière 27 ans à un taux annuel moyen d'environ 2%. Toutefois, si ce taux de recul annuel se poursuit, le risque de disparition des 1381 ha du couvert forestier du bassin encore conservé dans ces sites est à craindre dans les trois décennies prochaines. L'élaboration et la mise en œuvre des schémas d'aménagement adaptés avec un Plan d'Occupation des Sol (POS) fixant l'occupation et l'usage de certains espaces et les ressources associées pour préserver ce patrimoine tant écologique que culturel s'avère nécessaire. La sensibilisation des communautés locales sur l'importance de cette intervention est aussi nécessaire.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'Agence Française de Développement qui a financé le projet d'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO). Ils remercient aussi les populations locales pour leur collaboration.

Références bibliographiques

Adam J. G., 1948. Les reliques boisées et les essences des savanes dans la zone préforestière en Guinée française. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 95: 22-26.

Ali R. K. F. M., Odjoubere J, Brice A., Tente H et A. Sinsin B., 2014. Caractérisation floristique et analyse des formes de pression sur les forêts sacrées ou communautaires de la Basse Vallée de l'Ouémé au Sud-Est du Bénin. *Afrique SCIENCE*, 10 (2): 243-257

Akpoyèthè H, Landeou R.C. et Orékan V.O., 2018. Anthropisation et dynamique des paysages en pays Agonlin au Bénin. *European Scientific Journal*, 14, (36) : 571-594.

Andon N.S, Konan K. H, Alla D. A et Djah A.G., 2018. Etat des lieux d'une forêt protégée périurbaine en région de savane de 1998 à 2018 : cas de la forêt classée du mont Korhogo au nord de la côte d'ivoire. *LONNIYA, Revue du Laboratoire des Sciences Sociales et des Organisations*, 1 (5) : 227-247.

Aubréville A., 1950. La flore forestière soudano-guinéenne. A.O.F-Cameroun- A.E.F. Société d'éditions Géographiques, Maritimes et Coloniales 17, RUE JACOB (VI). Paris. 519 p.

Barry M. S, Dioubaté M, Baldé A. K, Diallo M. S, Diakité A., 1999. Identification, hiérarchisation des pressions humaines et analyse de la durabilité des systèmes d'exploitation des ressources sur la diversité biologique terrestre et de causes principales des pressions en Haute Guinée. Stratégies plan d'action. Diversité Biologique (SNPADB). Ministère de Mines, de la Géologie et de L'Environnement. République de Guinée.

Beaulaton D.J. et Roussel B., 1998. A propos de l'historicité des forêts sacrées de l'ancienne côte des esclaves, 17 p.

Beavogui, F., 2004. Dynamiques agraires et perspectives d'occupation et d'intensification des plaines alluviales de Haute Guinée. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse-Le Mirail, Option développement rural, 288 p.

Belemviré A, Maïga A, Sawadogo H, Sawadogo M, Ouédraogo S., 2008. Evaluation des impacts biophysiques et socio-économiques des investissements dans les actions de gestion des ressources naturelles au nord du plateau central du Burkina Faso. Rapport de synthèse, étude Sahel, Ouagadougou, 94 p.

Chandrashekara U.M., 2011. Conservation and management of sacred groves in Kerala., Project funded by the Biodiversity Cell, Department of Forests and Wildlife, Government of Kerala. KFRI, Peechi, Kerala. KFRI Research report, n°412.

Diallo M.S., 2011. Evolution de la gestion des aires protégées en Guinée : la difficile cohabitation des politiques publiques et des systèmes traditionnels : cas du Parc National du Haut Niger. Thèse de doctorat. Département de géographie. Université du Maine. Français, <tel-00586079>, 271 p.

Dimobe K, Wala K, Batawila K, Dourma M, Yao A. W, Tatoni T. and Akpagana K., 2011. Dynamique des activités anthropiques et impact sur la biodiversité dans la réserve de l'Oti-Mandouri : une adaptation aux changements climatiques. *African Sociological Review / Revue Africaine de Sociologie*, 15 (2) : 28-43.

Dioubaté, M., 2002. Système traditionnel de gestion de quelques ressources naturelles : cas de la sous-préfecture de Baro. Mémoire de Diplôme d'Etudes approfondies (DEA), en Sciences de l'Environnement CERE- UQAM, Université de Conakry, 127 p.

FAO., 2013. Actes de l'atelier d'adoption d'un Plan de Convergence Forestier pour l'Afrique de l'Ouest par les ministres de la CEDEAO.

Igue A.M, Houndagba C.J, Worou R, Gaiser T, Mensah G.A and Stahr K., 2010. Aspects de la dynamique de l'occupation du sol et du projet d'aménagement participatif de la forêt classée de Toui-Kilibo au Bénin. *Rev. Sc. Env. Univ., Lomé (Togo)*, (006) : 113-219.

Irotori Y.A., Abdoulaye D. & Tente A.B., 2017. Dynamics of the occupation of sacred wood in the north west of the Atacora Department in Benin. *International Journal of Agriculture, Environment and Bioresearch*. 2 (03), 52-70

Kokou K, Adjossou K. et Hamberger K., 2005. Les forêts sacrées de l'aire Ouatchi au sud-est du Togo et les contraintes actuelles des modes de gestion locale des ressources forestières. *VertigO - Revue électronique en Sciences de l'Environnement*, 6 (3)

Kokou K. et Sokpon N., 2006. Les forêts sacrées du couloir du Dahomey. *Bois et forêts des tropiques*, 288 (2): 15-23.

Kpedenou K.D, Drabo O, Ouoba A.P, Da D.C.E, Tchamie T.T.K., 2017. Analyse de l'occupation du sol pour le suivi de l'évolution du paysage du territoire Ouatchi au sud-est Togo entre 1958 et 2015. *Cahiers du Cerleshs, Presses de l'Université de Ouagadougou*, XXXI(55): 203-228.

Leciak E., 2008. Des objets au croisement des disciplines : Les facettes éco-paysagères de Guinée Maritime. *VertigO - Revue électronique en Sciences de l'Environnement*, 8 (2).

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

Millogo D, Nikiema A.A, Koulibaly B et Zombre N.P., 2017. Analyse de l'évolution de l'occupation des terres à partir de photographies aériennes de la localité de Loaga dans la province du Bam, Burkina Faso. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 11 (5): 2133-2143.

N'Da H.D, N'Guessan E.K, Wajda M.E, Affian K., 2009. Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc National de la Marahoué (Côte d'Ivoire). Editions des Archives Contemporaines/Editions scientifiques GB/Gordon and Breach Scientific Publishers, 8 (1) : 17-34.

- N'go A.Y, Kouadio A.Z, Deguy J.P.A, Hien A.S, Goula A.B.T and Savané I., 2018. Influence de la dynamique de l'occupation du sol sur la quantité de perte de sol au Sud du bassin versant du Sassandra (Côte d'Ivoire). *Int. J. Adv. Res.* 6 (4) : 830-838.
- N'Guessan, K. E. et alii, 2006. Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte d'Ivoire : Apport de la télédétection. *Revue Télédétection*, 5 (4) : 307-323.
- Oloukoi J, 2017. Rate of land cover change and its determinants in the soudano-guinea transition zone of Benin Republic. *Ethiopian Journal of Environmental Studies & Management* 10(5): 69-704
- Puyravaud, J.P., 2003. Standardizing the Calculation of the Annual Rate of Deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177: 593-596.
- Savadogo S, Ouédraogo A. et Thiombiano A., 2011. Diversité et enjeux de conservation des bois sacrés en société Mossi (Burkina Faso) face aux mutations socioculturelles actuelles. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5 (4): 1639-1658.
- Soumah F.S, Kaniewski D. et Kokou K., 2018. Les forêts sacrées de Guinée : entre écologie et conservation. *C. R. Biologies* (341): 433-443.
- Sow M., 2003. Pratiques culturelles et conservation de la biodiversité en Guinée. *Éducation Relative à l'Environnement*, 4: 289-295.
- Tankoano B., 2012. Suivi diachronique de la couverture ligneuse dans la forêt classée de Koulbi à l'aide de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG). *Mémoire de Fin de Cycle*. Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso (UPB)/Institut du Développement Rural (IDR), 94 p.

Suivi par télédétection des affectations des terres pour la promotion d'une agriculture intégrée au développement forestier en Côte d'Ivoire

JOFACK SOKENG Valère Carin ^(1,2,*), AKPA You Lucette ⁽¹⁾, ASSOMA Tchimou Vincent ⁽¹⁾, KOUAME Koffi Fernand ^(1,2), Samuel CORGNE ⁽³⁾, Jean Paul RUDANT ⁽⁴⁾, OUATTARA Tiodionwa Abdoulaye ⁽¹⁾, SORHO Founignigué Mathias ⁽¹⁾, YAO Noellie ⁽¹⁾, KOUAME N'dri Pascal ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Centre Universitaire de Recherche et d'Application en Télédétection (CURAT), Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽²⁾ Université Virtuelle de Côte d'Ivoire (UVCI), Abidjan, Côte d'Ivoire

⁽³⁾ Climat, Occupation du Sol par Télédétection (COSTEL), Université de Rennes 2, France

⁽⁴⁾ OTIG, Université Paris Est Marnes La Vallée, France

⁽⁵⁾ Office Ivoirien des Parcs et Réserves, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (OIPR/ MEDD), Côte d'Ivoire

^(*) Auteur correspondant: JOFACK SOKENG Valère Carin, svalere.jofack@curat-edu.org

Résumé

Les défis actuels de l'administration forestière ivoirienne sont la reconstitution du couvert forestier du pays à l'horizon 2040 avec un taux de reforestation annuel de 20%. Cette étude propose une méthode de mise en place d'un système de suivi des affectations des terres pour une agriculture intégrée au développement forestier et une gestion durable des ressources forestières du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire à partir de l'exploitation d'images satellitaires d'archives (optique et radar). Les prétraitements et les traitements réalisés sur des images LANDSAT ont permis d'abord d'évaluer la dynamique de l'occupation de sol à l'échelle du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire entre les années 1986, 2001 et 2015, et d'identifier les zones forestières les plus exposées (forêt classée de la Haute Dodo et de Cavally) aux activités agricoles. Ensuite, dans la forêt de la Haute Dodo, l'exploitation conjointe de la résolution spatiale et spectrale des images SENTINEL-2 et SPOT-6 a conduit à l'élaboration d'une cartographie des différentes exploitations agricoles (cacao, hévéa, palmier à huile, café...) à l'origine de la baisse importante des surfaces forestières. Enfin, dans la forêt de Cavally, la bonne résolution temporelle des données radar SENTINEL-1 a permis de faire un suivi saisonnier et annuel des formations forestières. Cette étude montre que les données satellitaires multicapteurs et multirésolutions peuvent être intégrées pour assurer un suivi des forêts tant sur le plan régional que local. Ces outils d'aide à la décision constituent des éléments pertinents auprès des parties prenantes pour la mise en œuvre d'une politique d'inversion des tendances à la dégradation des terres et des ressources naturelles en Côte d'Ivoire.

Mots clés : LANDSAT, SENTINEL, Agriculture intelligente, Déforestation, dégradation des forêts, Côte d'Ivoire

Abstract

A current challenge of the Ivorian forestry administration is the restoration of up to 20% of the country's forest cover by 2040. This study proposes a method to set up a satellite (optics and radar) based land-use monitoring system for an integrated agriculture in forestry development and a sustainable management of forest resources in South-West Côte d'Ivoire. LANDSAT images preprocessing and processing techniques were used to evaluate land-use dynamics in the south-west of Côte d'Ivoire from 1986 to 2015, and to identify the most exposed forest areas (Haute Dodo and Cavally protected forests) to agriculture activities. This was followed by the analysis of Sentinel-2 and SPOT-6 spectral and spatial resolution data for Haute Dodo Forest to develop a map of agricultural (cocoa, rubber, palm trees, oil, coffee, etc.) production, which is responsible for the decline in forest areas. Finally, the good temporal resolution of Sentinel-1 radar data enabled seasonal and annual monitoring of the forest cover. The present study shows that the potential of multisensory and multiresolution satellite data approach can be integrated into a monitoring system at both local and regional levels. These decision-support tools are relevant for stakeholders in implementing policy to reverse the current trend of land and natural resource degradation in Côte d'Ivoire.

Keywords : LANDSAT, SENTINEL, Smart Agriculture, Deforestation, Forest Degradation, Côte d'Ivoire

1. INTRODUCTION

Selon le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat GIEC (2004), la déforestation a représenté 17% des émissions globales de gaz à effet de serre (GES) dans le monde et de façon singulière 28% des émissions de CO₂. Ces émissions affectent gravement le climat. Les accords de Paris de la Conférence des Parties (COP 21) et les initiatives de mise en œuvre effective des politiques « climat » pour un avenir meilleur (COP 22) sont au cœur de l'agenda international ; en témoignent les nombreux engagements mondiaux : Objectifs du Développement Durable (ODD), COP, etc. Il apparaît donc nécessaire de mettre en œuvre des processus politiques pertinents visant à atténuer les effets du changement climatique par la réduction des émissions des GES à travers la mise en œuvre de mécanismes de Réduction des Emissions de gaz à effet de serre, issues de la Déforestation et de la Dégradation des forêts (REDD+).

La Côte d'Ivoire est en tête des pays d'Afrique tropicale ayant connu la déforestation la plus importante (Moron, 1994). La superficie forestière de la zone dense humide de la Côte d'Ivoire, qui était estimée à plus de 16 millions d'hectares, dans les années 50, a considérablement baissé de nos jours, et elle ne dépasse guère 2 millions d'hectares (Brou, 2005). L'agriculture et l'exploitation forestière sont les causes les plus citées dans les pertes de surfaces forestières (Lanly, 1982 ; Oszwald, 2005). Ce sont les régions du Sud-Est et de l'Ouest qui sont les plus exposées aux défrichements, à cause de l'existence d'importants fronts pionniers aux limites des massifs forestiers (Brou, 2005 ; N'guessan et al., 2006 ; Dibi et al., 2008 ; Bio et al., 2016, Ouattara et al., 2016 ; Sorho et al., 2016 ; SEP-REDD+ et FAO, 2017). En effet, les activités d'exploitation illicite des ressources forestières ont contribué à une déforestation et une dégradation importante de la forêt en zone rurale ainsi que dans le domaine public et privé de l'état constitué par les parcs nationaux, les réserves naturelles et les forêts classées.

Les défis actuels de l'administration forestière ivoirienne sont la reforestation du pays avec un taux de couverture forestière de 20% à l'horizon 2040 et la mise en œuvre d'une politique de préservation de la forêt ivoirienne tout en développant l'agriculture (Ministère des Eaux et Forêts, 2018). Cela passe par un suivi de la dynamique des affectations des terres afin de proposer des projets de restauration du couvert forestier dans le cadre de la mise en œuvre du mécanisme REDD+.

A partir des outils/technologies de la géomatique (géodésie, informatique, télédétection et Système d'Information Géographique), l'évolution de l'occupation et de l'utilisation du sol pourrait être abordée très aisément. En effet, l'utilisation de l'imagerie satellitaire permet de mettre en place un système de suivi et de gestion intégrée des terres et des ressources forestières pour un développement durable.

C'est tout l'intérêt de cette étude qui vise à proposer une méthode de mise en place d'un système de suivi satellitaire pour une agriculture intégrée au développement forestier et une gestion durable des ressources forestières du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire à partir de l'exploitation d'images satellitaires d'archives (optiques et radar).

2. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

La zone d'étude (Figure 1) est la région forestière du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Cette région est appelée « nouvelle boucle du Cacao » car la production cacaoyère et caféière y est très importante. Cette région abrite le Parc National de Taï, réserve des biosphères et patrimoine mondial de l'UNESCO et de nombreuses autres aires protégées (forêts classées, forêts communautaires, zones RAMSAR) qui ont été affectés par des déboisements intenses au cours des années de crises politico-militaires de 2002 à 2011. Deux sites pilotes ont été choisis (Forêts classées de la Haute Dodo et du Cavally) pour la réalisation de ce projet.

Le choix de cette région se justifie par le fait qu'elle fait partie des régions forestières les plus exposées aux défrichements, à cause de l'existence d'importants fronts pionniers aux limites des massifs forestiers. Elle est également devenue l'une des principales zones de production de culture de rente spécialement cacaoyère et hévéaculture. Ainsi, la connaissance des types d'affectation des terres est capitale pour relever de défis de promotion d'une agriculture intégrée au développement forestier et la mise en œuvre de la politique « Agriculture, zéro déforestation » initiée par l'Etat (Ministère des Eaux et Forêts, 2018).

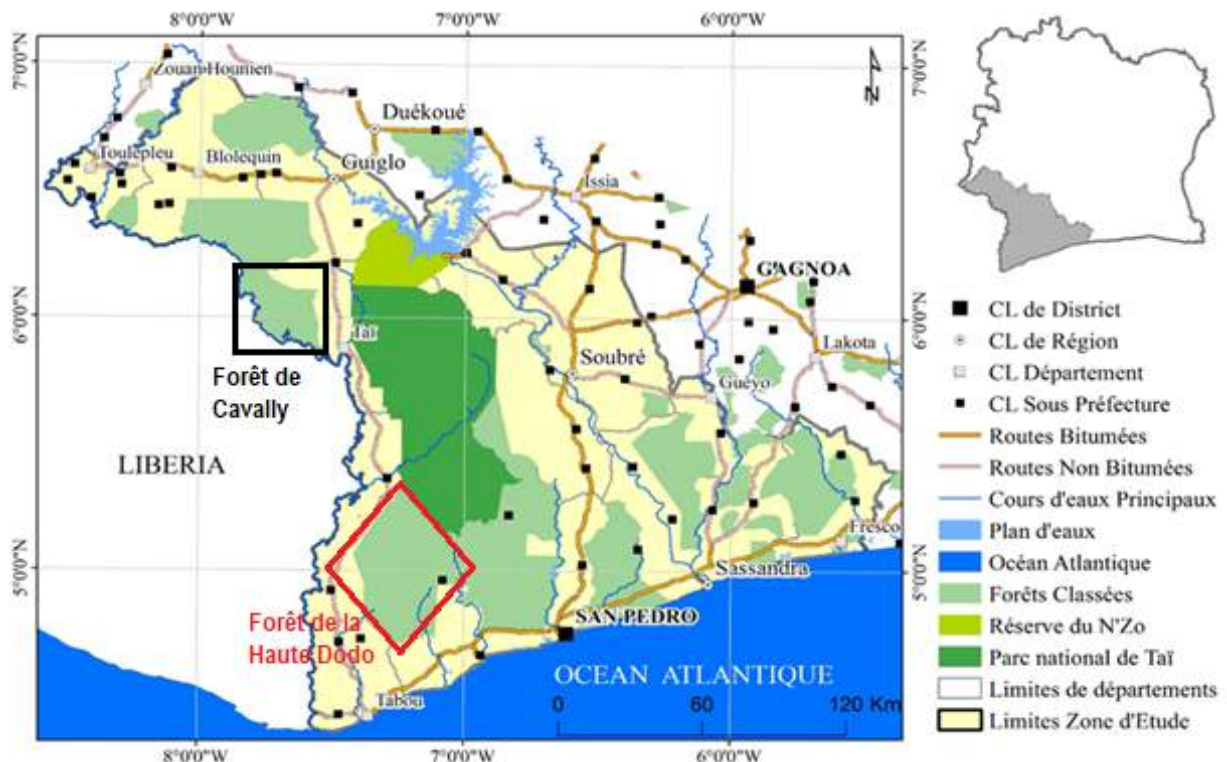


Figure 1 : Situation géographique de la zone d'étude et aperçu des aires protégées du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire

3. DONNEES

Pour la réalisation de cette étude, une base de données contenant principalement des images satellitaires a été constituée. Elle comprend : (i) les données d'archives Landsat (TM, ETM+ et OLI de Janvier 1986, 2001 et 2015) de 30 m de résolution spatiale ; (ii) toutes les données radar Sentinel 1A (10 m) disponibles entre Décembre 2015 et Décembre 2016 ; (iii) les images Sentinel 2A (10 m) de Janvier 2016 ; et (iv) quelques images SPOT 6/7 de Janvier 2014, avec 5 m de résolution spatiale offertes par le projet OSFACO. Cette base de données d'images satellitaires mise en place est très adaptée pour retracer l'historique des conversions des surfaces forestières. Elle permet aussi de fournir une cartographie détaillée et un suivi saisonnier et annuel des sites pilotes choisis dans le cadre de ce projet.

4. METHODES

L'approche méthodologique adoptée a consisté essentiellement à exploiter la résolution spatiale et temporelle des images disponibles pour réaliser une analyse de l'évolution de l'occupation du sol. L'étude s'est déroulée à différentes échelles. Elle a commencé d'une part à grande échelle sur la zone d'étude avec l'utilisation des données d'archive Landsat pour retracer l'évolution des forêts entre 1986 et 2015 et pour identifier les zones les plus touchées par la déforestation. D'autre part, les études détaillées ont été réalisées à petite échelle sur les sites pilotes. Ces dernières ont visé un double objectif : (i) cartographier les activités agricoles à l'origine des pertes de surface forestières à l'aide des données optiques Sentinel 2 et SPOT 6 ; et (ii) utiliser les données radar Sentinel 1 de l'année 2016 pour identifier les périodes de l'année où les forêts subissent des agressions.

4.1. Étude des changements d'affectation des terres à l'échelle de la zone d'étude

L'étude des changements d'affectation des terres s'est déroulée en plusieurs étapes : (i) le prétraitement et le traitement des images ; (ii) la collecte des données de terrain pour la validation ; (iii) la cartographie ; et (iv) l'évaluation de la déforestation.

Le prétraitement d'images satellitaires est une étape importante dans l'étude et la détection des changements par télédétection. Il a pour but de rendre compatibles des images Landsat prises à des dates différentes (Jofack Sokeng et al., 2016). Cette opération permet également d'avoir des images plus fidèles à la réalité de terrain (Jofack Sokeng et al., 2016). Réalisé dans QGIS, il a consisté à appliquer aux images Landsat des années 1986, 2001 et 2015, des corrections radiométriques, atmosphériques, géométriques et des mosaïques. Puis, sur la zone d'étude extraite, plusieurs techniques de rehaussements et de transformations d'images ont été appliquées.

Ce sont : les combinaisons de bandes, les analyses en composantes principales, le calcul des ratios, le calcul des indices biophysiques (*Normal Difference Vegetation Index* (NDVI), *Perpendicular Vegetation Index* (PVI), *Normalized Difference Water Index* (NDWI) (Major et al., 1990 ; Wenlong, 2009 ; Jofack Sokeng et al., 2016 ; Xue et Su, 2017). Ceux-ci ont permis d'obtenir les meilleures

compositions colorées qui facilitent une bonne discrimination spectrale des grandes unités d'occupation de sol que sont : les forêts denses, les forêts dégradées, les cultures et jachères, les sols nus et habitations et les surfaces d'eaux.

Sur la base des caractéristiques spectrales des types d'occupation du sol identifiées, des sites d'échantillonnages ont été sélectionnés, visités et validés sur le terrain. Cette mission de terrain qui coïncidait au mois de prise de l'image, a permis de sélectionner des sites d'entraînement assez proches de la réalité terrain pour offrir une bonne classification supervisée des images.

La classification des images Landsat de l'année 2015 par maximum de vraisemblance (MDV) a d'abord été réalisée sur la base des sites d'entraînements collectés au cours des campagnes de terrain. Puis, avec pour référence les zones restées stables entre 1986 et 2015, celles des images des années 1986 et 2001 ont été réalisées. Enfin, les images classifiées converties en vecteurs, ont été exportées dans QGIS pour validation et analyse statistique descriptive. La validation, réalisée à la fois de façon thématique et statistique, a consisté à vérifier et à évaluer les précisions (globale et le Kappa) des classifications.

Sur la base des cartes d'occupation de sol des années 1986 et 2015, il a été possible d'identifier les régions forestières les plus affectées par les exploitations agricoles. L'approche basée sur l'algorithme de statistiques spatiales « *Hot Spot Analysis* » d'ArcGIS a été utilisée (Getis et Ord, 1992). Des opérations de géo-traitements et de croisement de couches de données vecteurs d'occupation du sol entre 1986 et 2015 ont par la suite permis d'élaborer des cartes de dynamique de l'occupation du sol et d'identifier les « points chauds » de déforestation dans cette région. Ces derniers ont servi de site pilote pour des études détaillées.

Deux sites ont été choisis : le premier site représente la forêt de la Haute Dodo où la pression anthropique a entraîné une disparition quasi-totale des forêts. Quant au second site (forêt de Cavally), il regorge encore des forêts. L'étude de ces sites consiste à détecter d'une part les principales cultures pratiquées, et d'autre part, à déceler la période de l'année où les forêts subissent des agressions.

4.2. Cartographie des types de cultures dans la forêt de la Haute Dodo

A la suite de la classification des images de la série Landsat qui a permis d'identifier les grandes unités cartographiques, l'interprétation conjointe des images de haute résolution spatiale (Sentinel 1A/2A et SPOT 6/7) a permis de discriminer plus en détail dans la forêt classée de la Haute Dodo, neuf unités d'occupation de sol (forêt, forêt dégradée, jachères, bas-fonds, cacao/café, palmier à huile, hévéa, défrichements récents, sols nus/localités et plan d'eau) et d'identifier les principales cultures à l'origine des pertes de forêts.

4.3. Suivi annuel des surfaces forestières dans la forêt classée du Cavally

La zone d'étude en général et la forêt de Cavally en particulier a présenté un grand nombre de défis en matière de cartographie à l'aide des images SPOT-6/7 et Sentinel 2A. Le potentiel des données radar (Sentinel 1A), qui s'affranchissent des nuages a été mis en évidence pour le suivi des surfaces forestières. Les produits Sentinel 1A utilisés à cet effet sont constitués de données SAR multi-look, projetées et géoréférencées. Sur ces images d'amplitude radar de polarisation croisée (VV+VH), des prétraitements ont été effectués à l'aide du logiciel ESA SNAP. Il s'agit de :

- Une calibration radiométrique (extraction des valeurs des coefficients de rétrodiffusion radar en utilisant les paramètres du capteur stockés dans les métadonnées) à partir de l'outil « *Radiometric calibrate* ». Ces valeurs de rétrodiffusion radar ont été converties en décibel (dB) ;
- Un géocodage et une correction terrain à partir de la méthode *Range Doppler Terrain Correction* (Small et Schubert, 2008) fournissant des produits orthorectifiés, les images calibrées ont subi des filtrages spatiaux de réduction de *Speckle* (bruits de chatoiement) à l'aide des filtres adaptatifs de Lee et Frost (Lee et al, 1994 ; Frost et al. 1982) ;
- Enfin, une analyse statistique des classes d'échantillonnage des massifs forestiers a permis de produire des signatures rétrodiffusionnelles ayant servi à la cartographie des couverts forestier par la méthode de segmentation.

La rétrodiffusion moyenne mensuelle a été calculée pour toutes les images d'un même mois tandis que celle annuelle concerne l'ensemble des images mensuelles de l'année. Elle a permis de différencier l'eau, les zones urbaines et les forêts. Cette approche a eu un double avantage : de permettre un suivi annuel de la forêt ; et de faciliter une segmentation des couverts forestiers. D'autre part, l'écart-type sur les mêmes acquisitions pour cette période a été calculé pour chaque pixel. Les images d'écart-type ont permis de distinguer les zones où la surface change de manière significative au cours de l'année ainsi que celles qui restent inchangées. Cela a été important pour identifier les terres qui sont cultivées et a aidé à mettre en évidence les changements tels que la dégradation dans les zones forestières.

5. RESULTATS ET DISCUSSION

5.1. Dynamique régionale de l'occupation de sol

Les cartes réalisées (Figure 2) à partir des images Landsat présentent une bonne précision globale allant de 78 à 80%. Des confusions existent notamment entre les forêts dégradées, les jachères et les cultures pérennes. Cela dénote de la complexité et de la forte hétérogénéité des formations observées soulevées par N'guessan et al. (2006), Dibi (2008), Bio et al. (2016) et SEP REDD et FAO (2018).

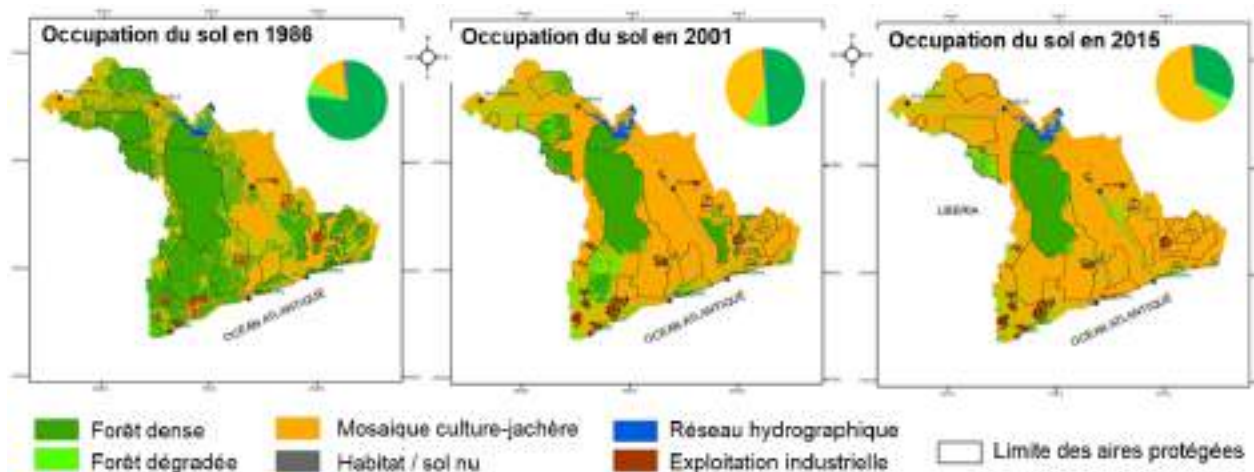


Figure 2 : Cartes d'occupation de 1986, 2001 et 2015 issues des images Landsat (MSS, TM et OLI)

Une analyse visuelle et statistique (Tableau 1) de la dynamique globale de l'occupation/utilisation des sols montre une forte dégradation des surfaces forestières au profit des surfaces agricoles. En effet, les formations forestières qui occupaient plus de 46% (19 363,2 km²) de la superficie de la zone d'étude en 1986 sont passées à seulement 13% (5 444,9 km²) en 2015, soit une réduction d'environ 13 918,2 km² (soit 71,8%) ou encore une perte moyenne de 479,9 km²/an. De même, les espaces agricoles (toutes les mosaïques jachères-cultures) sont passées de 36% à 69%, soit un accroissement global des superficies de 13 591 km² (soit 33%). Ainsi, sous la pression agricole, les surfaces de forêts de la zone sud-ouest sont aujourd'hui presque exclusivement réduites au parc national de Taï qui occupe les 58% des forêts restantes.

Tableau 1 : Dynamique de l'occupation du sol

Occupation du sol	1986		2001		2015	
	Superficie (km ²)	Pourcentage (%)	Superficie (km ²)	Pourcentage (%)	Superficie (km ²)	Pourcentage (%)
Forêt dense	19363,23	46,78	8571,4	20,70	5444,94	13,15
Forêt dégradée	3489,82	8,43	3377,93	8,16	3147,64	7,60
Mosaïque Culture + Jachères	15168,6	36,65	25691,95	62,05	28760,39	69,44
Habitat et sol nu	166,85	0,40	231,56	0,56	501,62	1,21
Hydrographie	516,64	1,25	562,86	1,36	568,75	1,37
Exploitation Agro-industrielle	697,39	1,68	967,55	2,34	981,04	2,37

L'analyse par statistique spatiale (Figure 3) montre une disparition quasi-complète des forêts dans les aires protégées. Seulement 23% des surfaces forestières de 1986 ont échappé à la déforestation (Tableau 2) tandis que plus de 54% des forêts ont été entièrement converties. Seul le Parc National de Taï (PNT)

a subi des pertes limitées, en comparaison aux autres aires protégées qui ont pratiquement toutes disparues (Figure 3).

Tableau 2 : Superficies des différentes mutations forestières entre 1986 et 2015

Mutation des formations forestières de 1986 à 2015	Superficies (Km ²)	%
Forêt dense restée Forêt dense	5 370,12	23,50
Forêt dense devenue forêt dégradée	1 635,45	7,16
Forêt dense devenue autre chose que forêt	12 357,66	54,07
Forêt dégradée restée forêt dégradée	418,71	1,83
Forêt dégradée devenue forêt dense	20,98	0,09
Forêt dégradée devenue autre chose que forêt	3 050,13	13,35

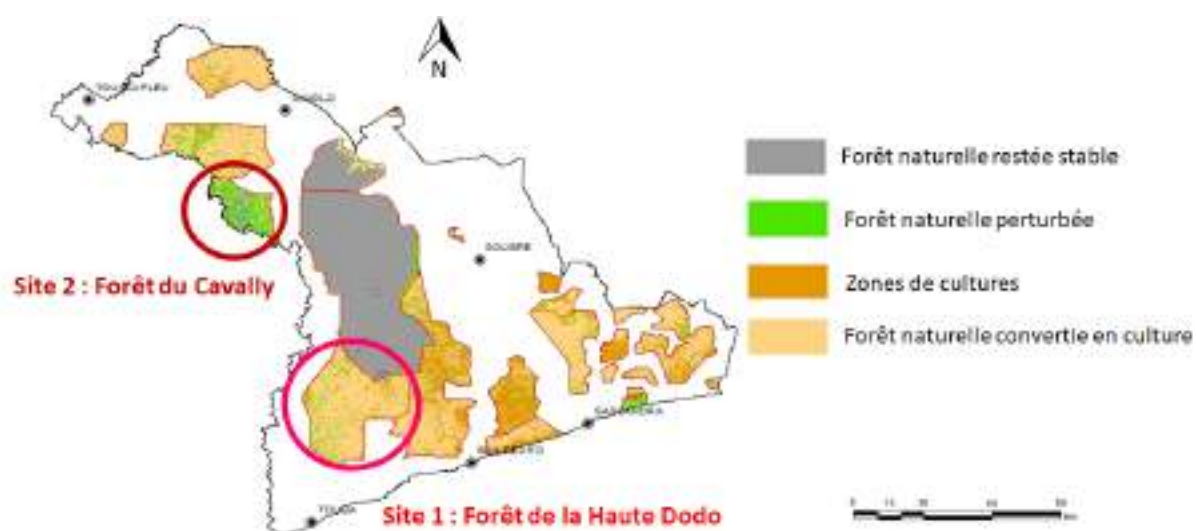


Figure 3 : Carte des changements d'occupation de sol entre 1986 et 2015

Les Tableaux 3 et 4 représentent respectivement les mutations subies par les forêts denses et dégradées. Ils permettent de noter que de 1986 à 2015 42% des surfaces de forêts denses sont restées stables contre 58% de mutation. A l'opposé, la quasi-totalité des forêts dégradées (88%) a disparu, et est transformé en des types d'occupation du sol autres que les forêts. L'analyse plus fine permet de dire que les forêts denses et dégradées ont disparues sous la menace principale des défrichements agricoles qui ont converti ces espaces en zone de mosaïque culture jachère. En effet à plus de 87% pour les forêts dense et 97% pour les forêts dégradées, les défrichements agricoles ont été les moteurs de la déforestation. Des causes similaires sont observées dans plusieurs pays forestiers d'Afrique de l'Ouest (Ghana, Togo, Bénin) et

Centrale (Cameroun, Gabon) où les populations exploitent les terres forestières encore disponibles au niveau des domaines protégés pour satisfaire à leurs besoins de plus en plus élevés en terres. Les exploitations agroindustrielles, la fluctuation du niveau des eaux (lacs, lagune), l'urbanisation et les sols nus ou la réalisation d'infrastructures de développement ne sont responsables que de moins de 3% des pertes des surfes de forêts.

Tableau 3 : Matrice de transition des forêts denses de 1986 à 2015

	Forêt dense en 1986		
	Surfaces (Km ²)		%
Forêt dense en 2015	8 141,45	42,05	42,05
Forêt dégradée	2 250,22	11,62	57,95%
Mosaïque jachère culture	8 732,89	45,1	
Habitat et sol nu	39,21	0,2	
Hydrographie	45,33	0,23	
Exploitation agroindustrielle	154,13	0,8	

Tableau 4 : Matrice de transition des forêts dégradées de 1986 à 2015

	Forêt dégradée 1986		
	Surfaces (Km ²)		%
Forêt dégradée en 2015	407,02	11,66	11,66
Forêt dense	219,18	6,28	88,34
Mosaïque jachère culture	2 774,34	79,5	
Habitat et sol nu	15,86	0,45	
Hydrographie	47,56	1,36	
Exploitation agroindustrielle	25,86	0,74	

5.2. Cartographie de l'occupation de sol dans la forêt classée de la Haute Dodo

Dans la Haute Dodo, l'analyse ponctuelle des occupations du sol en 2016 à l'aide des images (Sentinel 2A et SPOT 6/7) montre une dominance de la classe cultures (Figure 4) avec une disparition totale des forêts primaires. Les images SPOT ont permis d'affiner l'identification et les résultats de la classification. Ainsi, parmi les unités identifiées, figurent le cacao, le café, l'hévéa, le palmier à huile, les nouveaux défrichements et les bas-fonds (Tableau 5). Les bas-fonds, avec 5,79% de la forêt classée,

sont utilisés pour la riziculture associée à quelques zones de raphias. Les cultures de cacao/café, représentant 50,29%, sont les cultures extrêmement répandues. Ils apparaissent rarement dans des parcelles visiblement structurées. Les palmiers à huile sont pour la plupart de grandes plantations commerciales généralement disposées en grilles de blocs bien définies qui n'occupent cependant que 1,18% de la superficie totale de la Haute Dodo. Les plantations d'hévéa (2,39%) ont une structure claire avec des limites généralement distinctes. Enfin, les nouveaux défrichements, avec 32,78%, représentent les surfaces récemment défrichées en vue de l'installation de nouvelles cultures (cacao, hévéa, palmier, culture annuelle). Ces cultures sont les principaux responsables de la baisse des surfaces de forêts dans cette forêt classée. En 2016, le taux de forêt restant est estimé à seulement 2,68%.

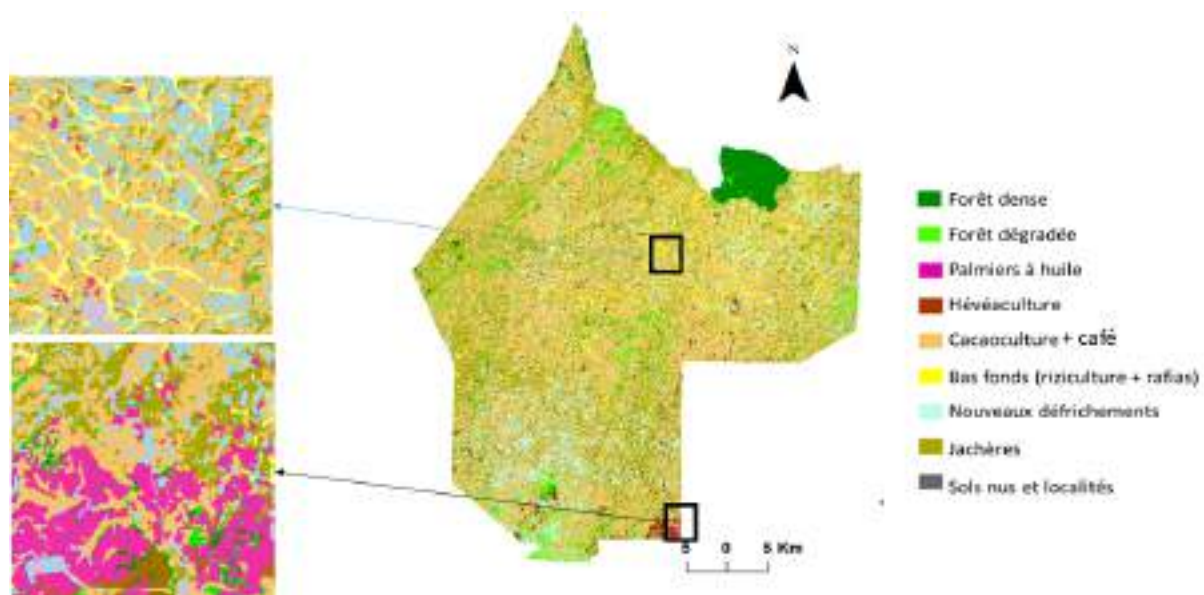


Figure 4 : Carte d'occupation de sol de la Forêt Classée de la Haute Dodo issue des images Sentinel-2A (2015)

Tableau 5. Analyse du taux de couverture des unités d'occupation du sol, forêt classée de la Haute Dodo

Occupation de sol	Superficies (Km ²)	Pourcentage
Bas-fond	122,61	5,79 %
Cacao	1065,53	50,29 %
Eau	1,32	0,06 %
Forêts	56,75	2,68 %
Hévéa	50,60	2,39 %
Localités et sols nus	102,54	4,84 %
Nouveau Défrichement	694,26	32,77 %
Palmier	25,06	1,18 %

Les différents types d'occupation du sol ont été discriminés avec une précision cartographique globale de 89,9 % et un indice de Kappa de 0,86. Ils montrent le potentiel de cartographie détaillée qu'apportent les données Sentinel 2 et SPOT 6 à cette étude. Ces valeurs sont proches de celles de Sagne et al. (2015), Bio et al. (2016), Sorho et al. (2016) et Ouattara et al. (2016) qui ont travaillé au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. En effet, Sagne et al. (2015) dans le Haut Sassandra ont utilisé les données SPOT (20m) et ont obtenu une précision de 92%. Bio et al. (2016) ont obtenu une précision de 93% en classifiant les images Landsat (30 m) et MODIS (250 m) de la zone d'étude. De même, Sorho et al. (2016), ont obtenu une précision de 88% en classifiant les images Alos (12,5 m) et ENVISAT (12,5 m) de cette région.

Cependant, même si les résultats obtenus sont comparables avec ceux obtenus par ces auteurs en ce qui concerne les précisions cartographiques, ils ne sont pas en phase avec les classes obtenues par leurs travaux. En effet, au niveau de la classification, ces travaux antérieurs ont mis en évidence 5 types d'occupation de sol. Le type de culture et la différenciation culture-jachère n'a été guère possible. Les données Sentinel utilisées dans la présente étude, grâce à leurs résolution spatiale (10 m) et spectrale (13 bandes), sont capable de mettre en évidence plus d'unités d'occupation de sol que les images Landsat, MODIS, Alos, ENVISAT et SPOT 4 utilisées dans les travaux antérieurs. Elles ont contribué aussi à dissocier les cultures des jachères et à rendre possible la cartographie des différentes spéculations développées dans la forêt classée de la haute Dodo.

Enfin, la dominance des parcelles agricoles sur les forêts, conséquence d'une pression foncière importante, a déjà été signalée par Sagne et al. (2015), Bio et al. (2016), Ouattara et al. (2016) dans la zone d'étude et en Côte d'Ivoire. Cette situation est attestée par l'existence de pistes et de localités (102,54 km² de superficie) au sein de la forêt.

5.3. Suivi annuel du couvert forestier au sein de la FC de Cavally

Dans la forêt classée de Cavally, où il existe encore des reliques de forêts, la comparaison des superficies forestières extraites sur les images Landsat entre décembre 2015 et 2016, montre des pertes considérables de forêt en l'espace d'une année (Tableau 6 ; Figure 5). Le taux de dégradation de la forêt a atteint 38,6% ; soit une régression de la classe forêt de 80,5% à 42,9% entre 2015 et 2016.

Tableau 6 Analyse des occupations du sol de la forêt classée du Cavally entre 2015 et 2016

Occupation du sol	Forêt	Forêt dégradée	Cultures	Bâti/sol nu	Eau	TOTAL
Superficies 2015 (ha)	51556,4	5521,4	3665,1	8195,1	630,2	69568,2
Superficies 2016 (ha)	27092,7	24396,5	7946,6	9758,6	373,8	69568,2

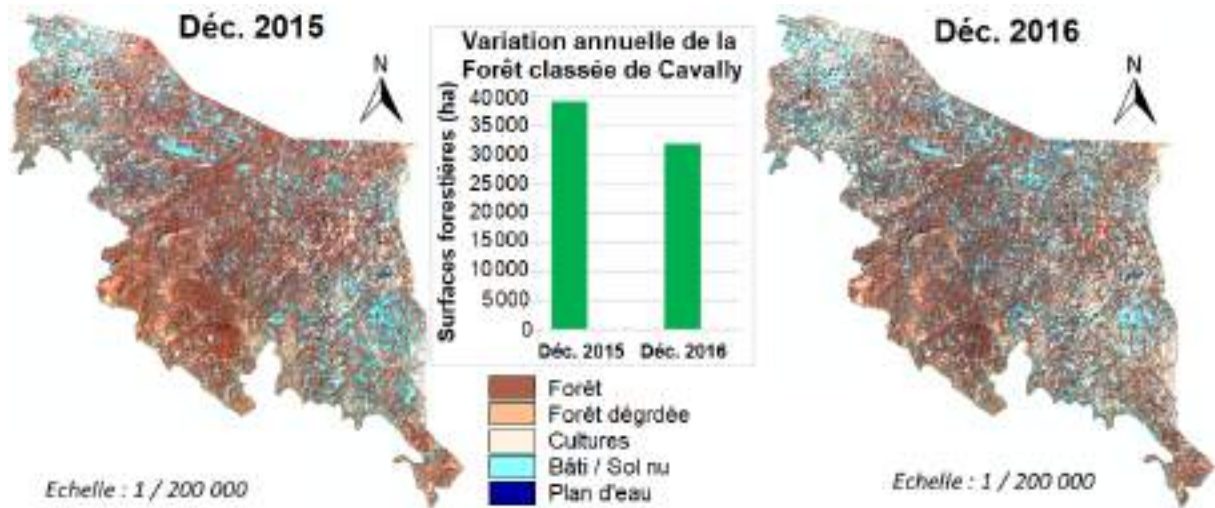


Figure 5. Variation annuelle des surfaces forestières dans la Forêt Classée de Cavally issue des images OLI de Landsat-8

Le suivi annuel à partir des images Sentinel-1A présente une variation saisonnière des états de surfaces forestières (Tableau 7). L'analyse des forêts de Janvier à décembre 2016 dans le Cavally (Figure 7) montre des diminutions importantes du couvert forestier de Janvier à Mai avec des superficies allant de 41517,5 ha à 28530 ha. Cette période correspondant à la grande saison sèche pourrait expliquer le faible coefficient de rétrodiffusion (Favras, 2015). Dans la période de juin à décembre correspondant majoritairement à la période la plus humide de l'année, on observe une faible variation des états de surfaces forestières (32550 ha à 27676,7 ha). Ainsi, le suivi annuel réalisé sur la base de Sentinel 1 (Figure 6) montre qu'il existe une corrélation entre le coefficient de rétrodiffusion extrait de l'image radar et la pluviométrie et donc l'humidité du sol. En effet, d'après les travaux de Favras (2015) l'humidité du sol impacte fortement la rétrodiffusion altimétrique ; ce qui se traduit par des coefficients de rétrodiffusion altimétriques plus élevés en saison humide par rapport à la saison sèche. Les pluies et les changements de températures peuvent influencer la rétrodiffusion radar en modifiant les propriétés du milieu (Ranson et Sun, 1997). Ainsi, la pluie a pour effet d'augmenter la rétrodiffusion radar du couvert forestier (Dobson et al, 1991b). Cependant, il existe peu d'études concernant l'influence du feuillage sur la rétrodiffusion radar. Hoekman (1985), Dobson *et al.* (1991b) et Ahern *et al.* (1993) observent que la réponse en hiver sur les forêts tempérées est supérieure à celle observée en été. En effet, une analyse plus en détail sur l'occupation des sols et le type des sols et même la texture de sol a montré que la rétrodiffusion est plus élevée sur les aires cultivées que sur celles où il y a de la végétation naturelle dans les travaux de Ekecier (2011) portant sur la cartographie de l'occupation de sol. De plus l'activité foliaire fortement tributaire de la pluviométrie pourrait être un facteur à prendre en compte dans la variation des états de surfaces forestières (Ali *et al.*, 2017 ; Torbick *et al.* 2017).

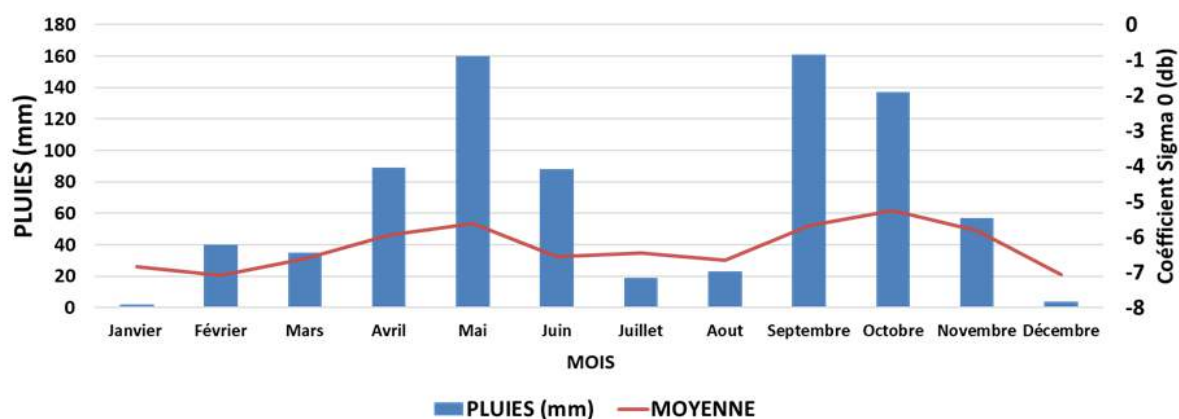


Figure 6 : Relation entre la variation des coefficients de rétrodiffusions radar du couvert forestier et les saisons à travers la pluviométrie de la forêt classée du Cavally (2016)

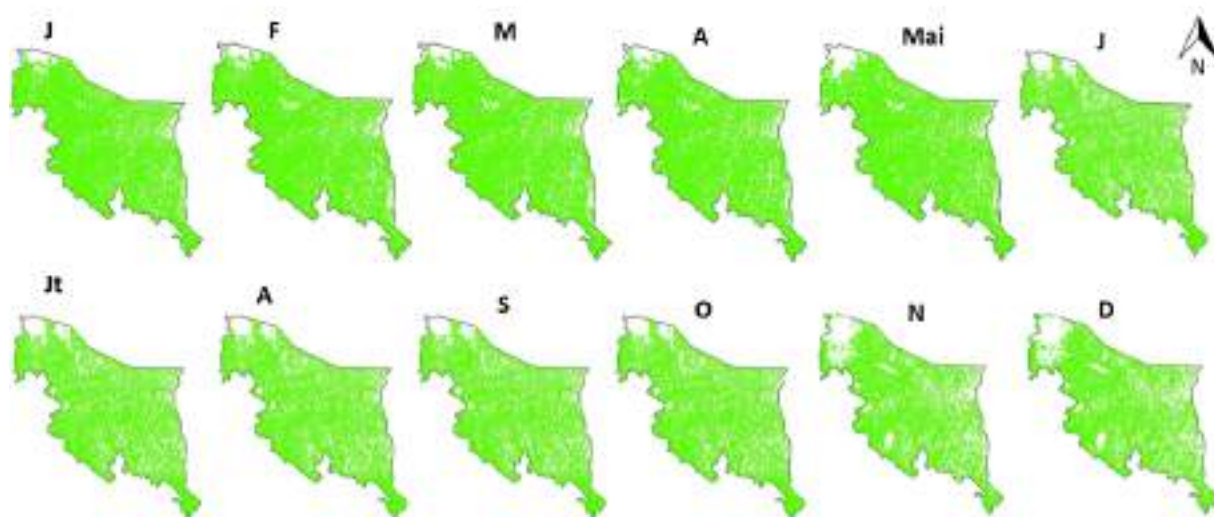


Figure 7 : Variabilité inter-saisonnière du couvert forestier dans la forêt classée du Cavally

Tableau 7 : Superficies forestières et coefficient de rétrodiffusion de la zone d'étude

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
Superficies	41517,5	34000,5	24996,9	28665,1	28530,3	32550,0
Sigma0 (db)	-6,83	-7,08	-6,60	-5,93	-5,62	-6,56
Mois	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Superficies	28195,6	29662,7	29195,9	28857,1	27818,6	27676,7
Sigma0 (db)	-6,46	-6,65	-5,68	-5,24	-5,82	-7,07

6. CONCLUSION

Cette étude a exploité une banque de données d'images satellitaires pour améliorer les connaissances sur les vecteurs de changement des affectations des terres. Elle a proposé aussi une méthode de mise en place d'un système de suivi des ressources forestières au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire.

Les images Landsat, Sentinel 2, SPOT ont permis d'identifier les cultures telles que le cacao, le café, l'hévéa, le palmier à huile et le riz comme principales responsables de la disparition quasi-totale des forêts dans les aires protégées entre les périodes 1986 et 2015. Quant aux images Sentinel 1, elles ont permis d'effectuer un suivi annuel de la végétation grâce à leurs bonnes résolutions spatiales et temporelles. La corrélation entre les calculs du coefficient de la rétrodiffusion radar et les mesures de précipitation a indiqué que la variabilité de ce coefficient est un critère important pour le suivi de l'évolution du couvert végétal. Dans la forêt du Cavally, les changements observés sont plus marqués en saison sèche pendant laquelle évoluent les cultures identifiées.

Dans l'optique de promouvoir une agriculture intégrée au développement forestier, la connaissance du type de culture à l'origine de la baisse de forêt et l'identification des moments où les forêts subissent des agressions sont des informations capitales. Cette étude constitue donc une opportunité pour les autorités en charge de l'aménagement forestier, de la conservation et de la protection des ressources forestières. Elle leur permettra non seulement de développer une approche méthodologique pour l'estimation des variations des surfaces forestières, mais aussi de mettre en œuvre la politique d'inversion des tendances pour le développement d'une agriculture intelligente. Elle aidera enfin à relever les défis actuels de l'administration forestière et à la mise en œuvre de la politique « Agriculture, zéro déforestation ».

Références bibliographiques

- Ali H. T. O., Niculescu S., Sellin V., Bougault C., 2017. Contribution de la nouvelle série d'images Sentinel-1 pour le suivi de la végétation côtière dans le Pays de Brest. Spatial Analysis and GEOmatics, Nov 2017, Rouen, France.
- Bio Y. K. A., Kouamé F. K., N'da D. H., Brou Y.T., Jofack Sokeng V.-C., Hauhouot A. C., Kouadio K., Kouamé J., Rudant J-P., 2016. Étude de la dynamique forestière du sud-ouest de la Côte d'Ivoire par télédétection optique (moyenne et haute résolution spatiale) : contribution des images MODIS ET LANDSAT. 2ème Conférence Internationale GEOFORAFRI, Abidjan, 26 – 28 Janvier 2016, Communication orale.
- Brou Yao T., Oszwald J., Bigot S., Servat Eric., 2005. Risques de déforestation dans le domaine permanent de l'état en Côte d'Ivoire : quel avenir pour ces derniers massifs forestiers ? Télédétection, 5 (1-2-3). 263-275. ISSN 1028-7736

- Dibi H. N., N'Guessan E. K., Wajda M. E., Affian K., 2008. Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc National de la Marahoué (Côte D'ivoire). Bulletin - Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection, pp.17-34.
- Dobson, M. C., McDonald, K. C., Ulaby, F. T., Sharik, T., 1991. Relating the temporal change observed by AIRSAR to surface and canopy properties of mixed conifer and hardwood forests of northern Michigan. Proc. 3rd Airborne Synthetic Aperture Radar (AIRSAR) workshop, May 20-24, JPL Publications 91-30, pp. 34-43.
- Fatras C. Étude de la rétrodiffusion altimétrique pour la caractérisation des surfaces et de l'humidité des sols en Afrique de l'Ouest.. Electromagnétisme. Université de Toulouse, 2015. Français. tel-01212801.
- Frost V.S., Stiles J., Shanmugan K. and Holtzman J., 1982. A model for radar images and its application to adaptive digital filtering of multiplicative noise. IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, vol. 4, n°2, p. 157-165.
- Getis A., et Ord K., 1992. The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. Geographical Analysis 24:189-206.
- GIEC, 2005. Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group III, Cambridge University Press, Cambridge University Press, Cambridge UK, 431 p.
- Hoekman D. H., 1985. Radar backscattering of forest stands. Int. J. Remote Sensing 6(2) : pp. 325-343
- Jofack Sokeng V.-C., Kouamé F.K., Dibi N'da H., B. Tankoano, Akpa You L., Ngounou Ngatcha B. (2016). Cartographie de l'occupation de sol des Hauts Plateaux de l'Ouest Cameroun par réseaux de neurones appliqués à une image LANDSAT 8 OLI. International Journal of Innovation and Scientific Research. Vol. 23 No. 2 May 2016, pp. 443-454.
- Lanly J.P., 1982 - Les ressources forestières tropicales - Etude FAO : Forêts 30 - Rome, 113 p.
- Lee J.S., Jurkevich I., Dawaele P., Wambacq P. and Oosterlinck A., 1994. Speckle filtering of synthetic aperture radar images: A review. Remote Sensing Reviews, vol. 8, p.313-340.
- Major, D. J. Baret F. and Guyot G. (1990). A ratio vegetation index adjusted for soil brightness. International Journal of Remote Sensing, vol.11, no.5, pp.727-740.
- Ministère des Eaux et Forêts, 2018. Politique nationale de préservation, de réhabilitation et d'extension des forêts, 24 p.
- Moron V., 1994. Guinean and sahelian rainfall anomaly indices at annual and monthly scales (1933-1990). *Int. Jour. of climatology*. Vol 14, pp 325-340.

- N'guessan K. E. et N'da D. H., Bellan M. F., Blasco F., 2006. Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte d'Ivoire: *Apport de la télédétection. Télédétection*, Vol. 5, n° 4, pp. 307 -323
- Oszwald J., 2005. Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000), Suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, France, 304 pp.
- Ouattara T.A, Kouamé K.F., N'da D.H., Brou Y.T., Jofack Sokeng V. - C., Hauhouot A. C., Kouadio, J. Kouamé K., Rudant J-P., 2016. Utilisation des données LiDAR pour la détection des trouées et des zones de déforestation et de dégradation dans la Forêt Classée de Bolo-Est (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). 2ème Conférence Internationale GEOFORAFRI, Abidjan, 26 – 28 Janvier 2016, Communication orale.
- Ranson, K. J. and Sun, G., 1997. Effect of environmental temperatures on SAR forest biomass estimates. Proc. IGARSS'97 Symp., Singapore, August, pp. 1722-1724.
- Sangne, C. Y., Barima, Y. S. S., Bamba, I., N'Doumé, C. A. , 2015. Dynamique forestière post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire). [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, Vol. 15, no. 3, 18 p.
- SEP-REDD+ et FAO, 2017. Données de base pour la REDD+ en Côte d'Ivoire. Cartographie de la dynamique forestière de 1986 à 2015. Abidjan, Rome.
- Small D., Schubert A., 2008. Guide to ASAR Geocoding. *RSL-ASAR-GC-AD*, Issue 1.0, 2008.
- Sorho F.M, Kouamé K.F., N'da D.H., Brou Y.T., Jofack Sokeng V.-C., Hauhouot A. C., Kouadio K., Kouamé J., Rudant J-P., 2016. Apport comparé des images SAR polarimétriques en bandes C et L à la cartographie des massifs forestiers du Sud-ouest de la Cote d'Ivoire. 2ème Conférence Internationale GEOFORAFRI, Abidjan, 26 – 28 Janvier 2016, Communication orale.
- Torbick N., Chowdhury D., Salas W., Qi J., 2017. Monitoring Rice Agriculture across Myanmar Using Time Series Sentinel-1 Assisted by Landsat-8 and PALSAR-2. *Remote Sens.* 9, 119.
- Xue J. and Su B., 2017. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors*, vol. 2017, 17 p. doi.org/10.1155/2017/1353691.
- Wenlong X. D. L., 2009. Vegetation index controlling the influence of soil reflection. <http://www.paper.edu.cn/releasepaper/>

Remerciements. Les auteurs adressent leurs vifs remerciements à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et au Projet OSFACO pour le financement de ces travaux.

Analyse des occurrences des feux de végétation dans la commune de Ouèssè

HOUETO O. Félix ^(1,*), MAMA Vincent Joseph ⁽²⁾, CHABI Adéyèmi ⁽³⁾, CHABI-ADIMI Salomon ⁽⁴⁾, DOVONOU Fabrice Thibaut ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Centre National de Télédétection et de Suivi Ecologique (CENATEL), Cotonou, Bénin

⁽²⁾ Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB), Cotonou, Bénin

⁽³⁾ Research and Social Actions for Development (ReSAD), Abomey Calavi, Bénin

⁽⁴⁾ Université d'Abomey Calavi (UAC), Faculté des Sciences Humaines et Sociales (FASHS),
Laboratoire de Biogéographie et d'Expertise Environnementale (LABEE) Abomey-Calavi, Bénin

⁽⁵⁾ Institut Régional Africain des Sciences et Technologies de l'Information Géospatiale (AFRIGIST)

^(*) Auteur correspondant : HOUETO Félix, *felixhoueto@yahoo.fr*

Résumé

Cette étude vise à analyser ses occurrences dans la commune de Ouèssè. Les feux de végétation constituent une pratique séculaire répandue dans toutes les régions écologiques du Bénin. Ces feux menacent aussi bien la diversité biologique que l'ensemble de ressources naturelles et économiques du pays. Pour réaliser cette étude, les données du Radiomètre spectral pour imagerie de résolution moyenne (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) MODIS (capteur) embarqué à bord des satellites Terra et Aqua de MODIS à résolution de 1000 m et enregistrées de 2001 à 2016 ont été utilisées. Il ressort du traitement de ces données un total de 7348 départs de feu étalés notamment sur 7 mois (janvier à mai, novembre et décembre). Les maxima du nombre de feu sont enregistrés en décembre et janvier et le minimum en mai. Les mois de juin à octobre ne connaissent pas de feu. La répartition annuelle montre une variation d'une année à l'autre sur la période d'étude. Les années 2002, 2004, 2005, 2007, 2008 et 2009 ont enregistré chacune plus de 500 feux. Sur la même période les feux précoces représentent 1% et les feux tardifs 99%. L'arrondissement de Toui a enregistré le plus grand nombre (1919 soit 26%) et Odougba, le plus faible (17 soit 0.2%). La forêt classée de Toui-Kilibo a enregistré 12% et le domaine protégé 88 % des feux de la période d'étude. La localisation des feux par rapport aux localités fait ressortir que 59 % des départs de feu sont situés à 2 km des habitations et 86 % sont situés à 5 km du réseau routier. Cette dernière explique l'accessibilité des sites de mise à feu. Tout en affectant les conditions socio-économiques des populations, l'ampleur des feux ne cesse d'impacter négativement les services éco-systémiques, les ressources et la diversité biologique de la Commune de Ouèssè.

Mots clés : feux de végétation, feux précoces, MODIS, diversité biologique, Commune de Ouèssè.

Abstract

This study aims at analysing the bush fires occurrences in the Commune of Ouèssè. Bush fires occurrences constitute a centuries-old widespread practice in all the ecological areas of Benin. These fires threaten both the biological diversity and the country overall natural resources. To carry out this study, data from moderate resolution imaging spectral radiometer imageries of MODIS embarked on Terra and Aqua Satellite were used. These imageries are at 1000 m resolution and registered from 2001 to 2016. The processing of data shows a total of 7348 fires spread over over 7 months (January to May and November to December). The maximum number of fires recorded in December and January and the minimum in May. From June to October, any fire was registered. The annual distribution shows a year-to-year variation over the study period. It was observed that more than 500 fires were recorded each year from 2002 to 2009 except 2007. Over the same period, late fires accounted for more than 99% early bush fires represent less than 1%. By location, Toui sector recorded the highest number (26%) and Odougba, the lower (0,2%). In all, the area classified as Toui-Kilibo Forest recorded 12% and the protected area, 88% of the fires occurred during this study period. The location of fires related to localities shows that 59% of fires are located 2km from villages and 86% are located 5 km from the road network. This explains the accessibility of fires sites. While affecting the socio economic conditions of the populations, the scale of fires continues to impact negatively the ecosystem services, resources and biological diversity of the Commune of Ouèssè.

Keywords : bush fire, early fires, MODIS, biological diversity, Commune of Ouèssè

1. INTRODUCTION

Les feux de végétation constituent des pratiques séculaires répandues dans presque dans toutes les régions écologiques du Bénin. Le pays dispose en effet, dans l'état actuel des connaissances d'une flore riche de 2807 espèces (Oloukoi *et al.*, 2017). Elles sont réparties dans les écosystèmes des différentes communes et certaines sont menacées de disparition. Leurs importances ne sont plus à démontrer en ce sens qu'aujourd'hui dans le monde, les ressources biologiques représentent au moins 40% de l'économie mondiale et 80% des besoins des pauvres.

Au Bénin, les feux de végétation sont allumés chaque année. Les dommages qu'ils occasionnent sont très importants. FAO (2010) évalue de 30 à 100 ha de plantations privées d'anacardiens qui sont brûlés par commune dans les zones productrices (départements du Plateau, du Zou, des Collines, de la Donga, du Borgou, de l'Atacora et de l'Alibori). Les pertes en revenus monétaires occasionnées vont de 1 800 000 à 6 000 000 FCFA par commune et par an. Par ailleurs, au niveau des exploitations agricoles, les pertes enregistrées chez les producteurs de coton du Borgou, avoisinent 100 tonnes de coton par an. Les dégâts causés sont évalués à environ 17 000 000 CFA par an (Alimi, 2010 et FAO, 2010).

L'ampleur et l'importance des impacts des feux ne sont pas toujours bien perçues par les nombreux acteurs qui s'adonnent cette pratique. L'usage abusif des feux sur les formations naturelles et anthropiques affecte leur structure et leur composition. Selon Giglio (2015), les feux de végétation provoquent des dégâts sur les écosystèmes terrestres et menacent aussi bien la diversité biologique que l'ensemble de ressources naturelles et économiques du pays.

Au nombre des causes qui déterminent l'occurrence de ces feux, on peut distinguer des raisons d'ordre pratique (réduction de la pénibilité du travail agricole, salubrité et sécurité, alimentaire, gestion du pâturage,) des raisons socioculturelles (chasse à la battue, aménagement paysager, assainissement et hygiène publique) et des raisons ludiques et récréatives. Il en résulte que les feux de végétation sont d'abord utilisés pour des buts spécifiques qu'aucun autre outil ne peut permettre de satisfaire pour ces populations. Toutefois, aucun dispositif stratégique de gestion et de suivi des feux de végétation n'est actuellement mis en place pour fonctionner de façon durable (Oloukoi *et al.*, 2017 ; MEPN, 2009 ; INSAE, 2016).

Pour pallier à cette situation, la stratégie actuelle de la Direction Générale des Eaux, Forêts et Chasse en matière de gestion des feux de forêts consiste essentiellement en la diffusion du calendrier d'allumage des feux précoces contrôlés et la diffusion de messages de sensibilisation, à travers son dispositif d'encadrement rapproché de la gestion des ressources qui couvre l'ensemble du territoire jusqu'au niveau local, proche des ressources. Toutes les mesures de gestion contrôlée des feux mises en œuvre avec l'appui financier des projets ne sont plus poursuivies après la clôture desdits projets faute de minimum de financement. En conséquence, il n'existe actuellement aucun cadre fonctionnel de gestion

concertée des feux de végétation par les différents centres de décision en matière de gestion des feux de forêts.

A tout ceci, s'ajoute le manque d'informations fiables et actualisées pour permettre aux structures de gestion et notamment aux collectivités locales de prendre des dispositions pour asseoir une meilleure gestion de leurs ressources naturelles qui se dégradent de façon effrénée.

Dans le cadre de cette étude, il s'agit d'expérimenter les données de télédétection enregistrées par les satellites AQUA et TERRA qui passent quatre fois par jour sur le Bénin, pour analyser l'occurrence des feux de végétation et sensibiliser davantage les décideurs de la Commune de Ouèssè sur l'ampleur du phénomène que constituent ces feux (Giglio *et al.*, 2009).

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Zone d'étude

L'étude s'est déroulée dans la Commune de Ouèssè qui couvre une superficie de 3200 km². Cette Commune est située entre les coordonnées géographiques 2° 10' et 2°47' de longitude Est et entre 8°07' et 8°47' de latitude Nord. Sur le plan administratif, la Commune de Ouèssè appartient au département des Collines dans le centre de la république du Bénin. Cette Commune est dans la zone climatique de transition guinéo-soudanienne et compte 9 Arrondissements et 69 Villages. Elle est limitée au Nord par le département du Borgou, au Nord - Ouest par le département de la Donga, au Sud -Ouest par les communes de Glazoué, au sud par la commune de Savè et à l'Est par la république du Nigéria.

2.2. Matériel et données de base

2.2.1. Matériel

Le logiciel ArcGIS est le principal logiciel de traitement et d'analyse spatiale des données sur le départ des feux de végétation. Le logiciel Microsoft office Excel a été également utilisé pour analyser les résultats.

2.2.2. Données MODIS

Dans le cadre de cette étude, la méthode d'analyse de la menace incendie s'est basée sur un échantillon des feux détectés par les satellites MODIS sur une période de 16 ans entre 2001 et 2016. Le Radiomètre Spectral pour Imagerie de Résolution Moyenne (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) MODIS est un capteur embarqué à bord des satellites Terra et Aqua de la National Aeronautical and Space Administration (NASA), lancés respectivement en 1999 et 2002. Le MODIS acquiert des données dans 36 bandes spectrales dont certaines sont idéales pour la détection des incendies.

Il s'agit des produits MODIS C6 (Terra) disponibles depuis novembre 2000 pour Terra et depuis juillet 2002 pour Aqua, fournissant des renseignements de détection des feux actifs en combinant les données

de réflectance de la surface du sol de MODIS Terra et Aqua. Il apporte une détection des surfaces brûlées « Burned Area » à une résolution de 1000 mètres (Giglio, 2015).

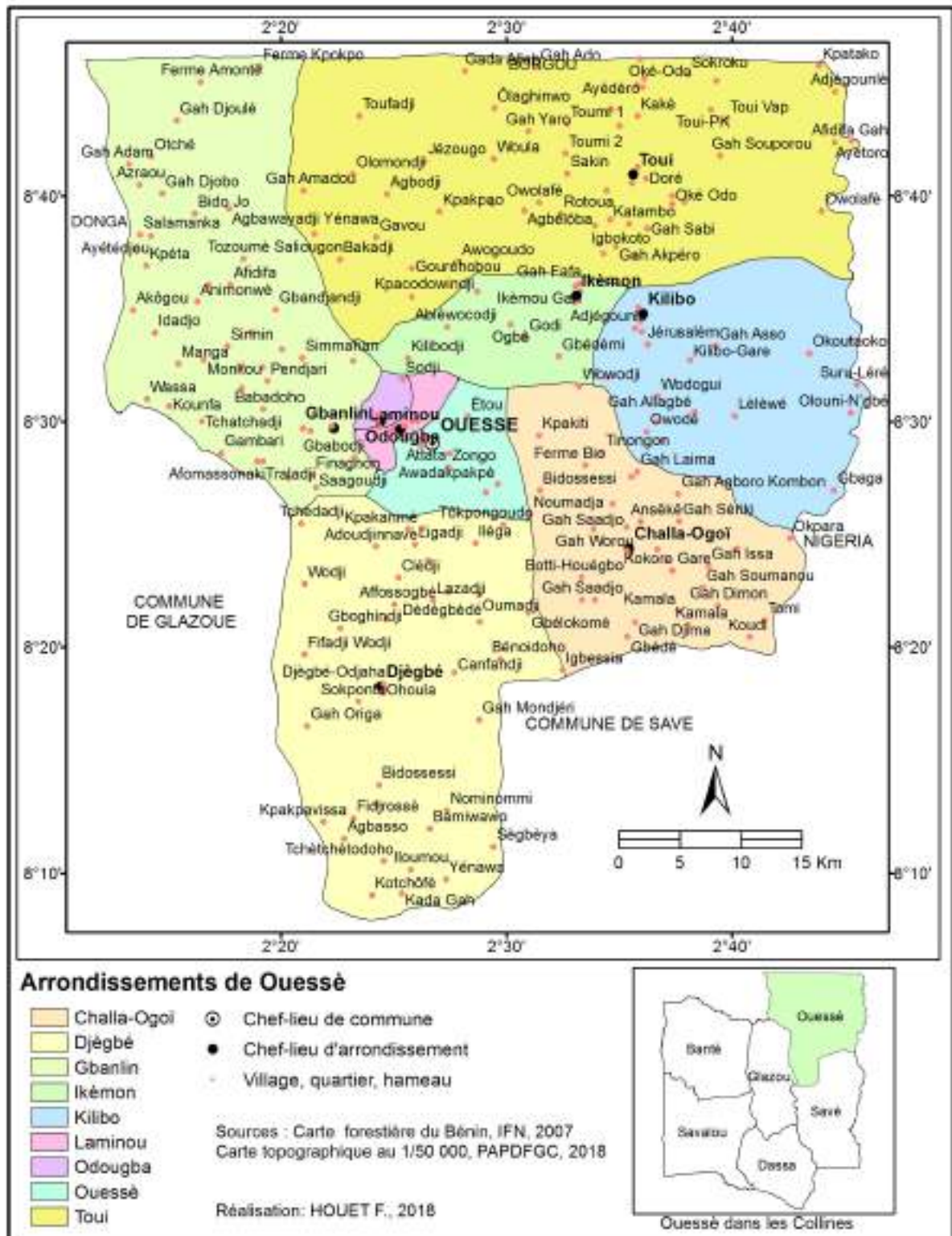


Figure 1 : Carte de situation géographique de la commune de Ouessè

2.2.3. Données géographiques

Les données numériques utilisées dans le cadre de cette étude sont :

- La carte de végétation du Bénin de l'Année 2000 au 1/100 000 réalisée par le CENATEL : Elle a servi à éliminer les feux hors des terres forestières des années 2001 à 2004.
- La carte forestière du Bénin à l'échelle de 1/ 200 000 réalisée dans le cadre de l'Inventaire forestier National en 2007 basée sur les images satellitaires enregistrées entre 2005 et 2006. Les couches d'occupation du sol, de route, de localité, de limites de commune et d'arrondissement, de domaine classé du type de domaine ont été utilisées. La couche occupation du sol a permis d'éliminer les feux hors terres forestières de 2005 à 2009
- L'occupation du sol de l'Année 2010 réalisée dans le cadre du projet Land Use Land Cover de l'Afrique de l'Ouest : Elle a servi à éliminer les feux hors des terres forestières des années 2010 à 2013.
- L'occupation du sol de l'Année 2015 réalisée par le projet d'Appui à la Préservation et Développement de Forêt Galerie et Cartographie de basse numérique : Elle est réalisée par l'Institut National Géographique France Internationale (IGNFI) et a servi à éliminer les feux hors des terres forestières des années 2014 à 2016
- Les informations démographiques exploitées sont celles du quatrième recensement Général de la Population et de l'Habitation réalisé par l'Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (INSAE) en 2013 et publiée en 2016.

Ces données ont permis également d'analyser la distribution spatiale des feux.

2.3. Approches méthodologiques

Les différentes principales étapes d'étude des feux de végétation sont : l'acquisition des données, les travaux de terrain, le traitement et l'analyse des données.

2.3.1. Acquisition des données de feux actifs d'archives

L'acquisition des points de feux actifs d'archives de 2001 à 2016 est faite par téléchargement. Ainsi une requête électronique avec précision de la zone couverte et la période de temps à couvrir est envoyée à partir du site de données MODIS <https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms/active-fire-data>. Un message électronique est obtenu par la suite avec un lien de téléchargement des résultats de la requête. Les données sont enfin téléchargées et enregistrées.

2.3.2. Prétraitement des données de base

Harmonisation du système de coordonnées

La donnée de base notamment les produits MODIS sur les feux et les fichiers des données géographiques sont dans des systèmes de coordonnées différents (géographiques et projetés). Ces systèmes de coordonnées ont été harmonisés avec le logiciel ArcGIS et à l'aide l'outil de changement de système de

projection. Ce traitement a permis la superposition des différentes couches de données géographiques dans le système de coordonnées projetées UTM ZONE 31NORD WGS 1984.

Affectation de données attributaires à la couche de points de feux

Pour mieux conduire les analyses sur les points de départ de feu, divers attributs ont été ajoutés à la table d'attribut des points de feu. Ce sont notamment ceux de limites d'arrondissement (Nom d'arrondissement), de type de domaine (Domaine classé, domaine protégé) du type de feux précoces (enregistrés entre octobre et novembre) et tardifs (enregistrés entre Décembre et Juin). Ce sont les feux tardifs qui occasionnent de véritables incendies de forêt.

2.3.3. Analyse temporelle et spatiale des occurrences de feux

Les produits MODIS, suite à des prétraitements ont permis de recenser 7348 points de détection de feu entre janvier 2001 et décembre 2016, sur l'ensemble de la commune de Ouèssè. Ces points de feux pourraient être sous-estimés compte tenu de la résolution du produit MODIS des zones brûlées, mais peuvent bien servir à analyser les occurrences à cette échelle.

Analyse spatiale des occurrences de feu

La base de données spatialisée ainsi constituée répond à notre démarche d'analyse temporelle et géographique des occurrences de feux. L'analyse temporelle repose sur l'évaluation de l'évolution annuelle et mensuelle des feux et leur répartition et par type de feux précoces et tardifs. Cette analyse s'est basée sur les attributs liés au mois et l'année d'enregistrement des points de départ des feux.

Analyse spatiale des occurrences de feu

- Distribution spatiale des points de feu

Cette analyse s'est appuyée sur les fonctionnalités offertes par l'outil SIG (Système d'Information Géographique), véritable plateforme d'information numérique représentant des données spatialisées enrichies d'attributs quantitatifs ou qualitatifs. Par le croisement de données multicouches ou l'enrichissement de ces dernières, il est alors possible de créer une information nouvelle à travers des requêtes. Le SIG permet une véritable approche spatiale et globale du territoire et d'établir un diagnostic spatial du risque incendie, à l'échelle de la communale et des arrondissements). Les points de feux sont croisés avec une série de facteurs tels que les arrondissements et le type de domaine (domaine classée et protégé géré par les populations). Ainsi les attributs de ces limites sont affectés aux points de feux pour les requêtes.

- Densité de feu

La densité de feu est définie par le rapport entre le nombre de point de feu enregistrés sur toute la période de 2001 à 2016 et la superficie. La densité de feu est ainsi calculée pour les arrondissements et les domaines classé et protégé de la commune.

- Accessibilité des zones brûlées

La proximité des points de feu par rapport aux routes et habitats est évaluée à l'aide de l'outil Zone tampon du logiciel ArcGIS. Ainsi des séries de zones tampons de 1 kilomètre ont été créées le long des routes et de 2 kilomètres autour des localités. Cela a permis d'évaluer le nombre de points de départ de feux au fur et à mesure que l'on s'éloigne de ces infrastructures. La finalité de ces croisements est de révéler des indicateurs pertinents expliquant la répartition des feux.

3. RESULTATS ET ANALYSE

3.1. Évolution temporelle des feux

L'exploitation de la base de données spatialisée constituée à partir des produits MODIS a permis de recenser 7348 départs de feux sur une période de près de 16 ans. La distribution spatiale de ces feux permet de constater les tendances à l'échelle de la commune et d'arrondissement.

3.1.1. Évolution mensuelle des feux de 2001 à 2016

Ces feux détectés, répartis suivant les mois montrent que la saison des feux dans la commune va du mois de novembre jusqu'au mois de mai. Elle correspond à la saison sèche dans cette région écologique. Les maxima de feux sont enregistrés au cours des mois de décembre (3075) et de janvier (3041) (Figure 2).

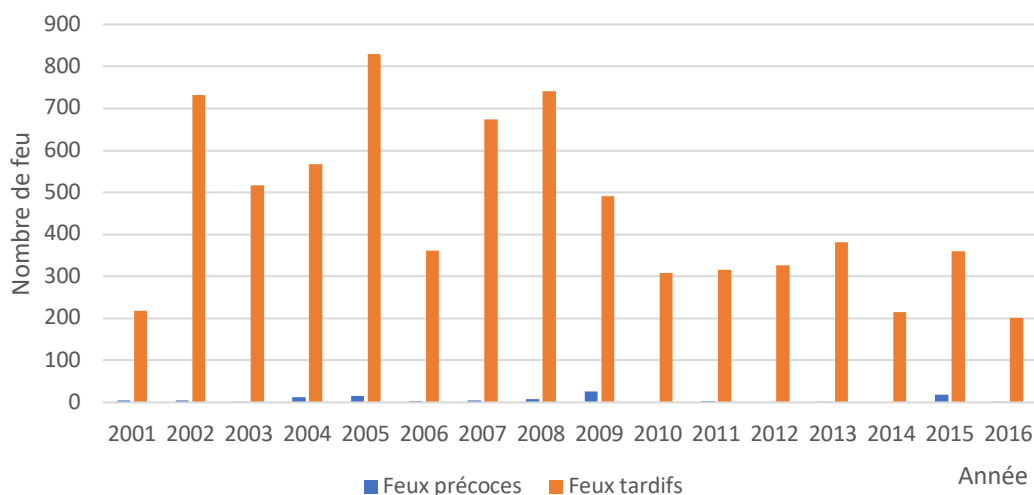


Figure 2 : Evolution mensuelle des feux enregistrés entre 2001 à 2016

3.1.2. Évolution annuelle des feux de 2001 à 2016

Les feux enregistrés aux cours des années successives sur les périodes 2001 à 2016 varient d'une année à une autre. Les nombres élevés de feux sont détectés aux cours des années 2002, 2004, 2005, 2007, 2008 et 2009 (Figure 3).

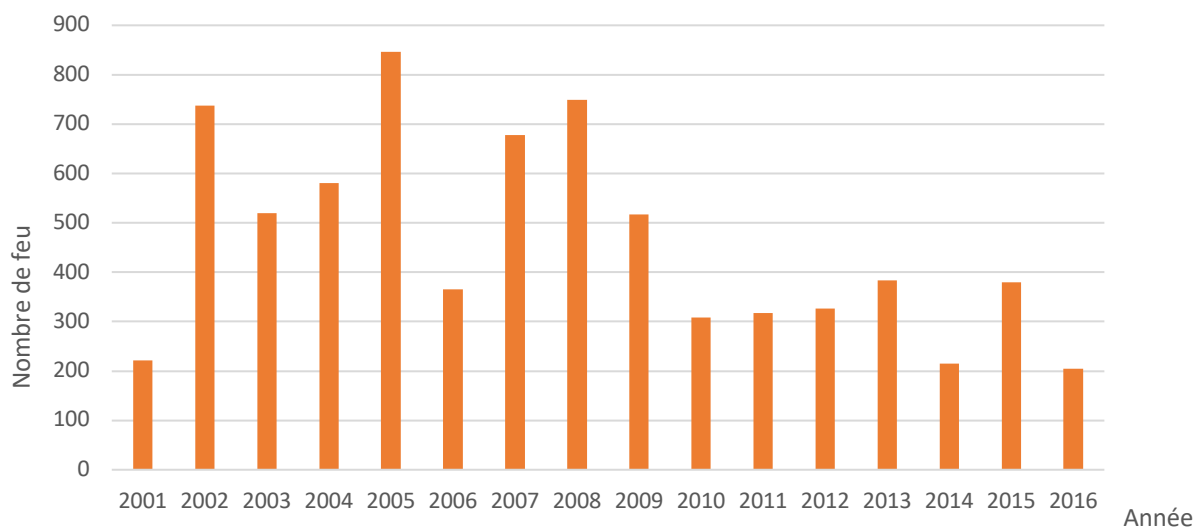


Figure 3 : Evolution annuelle des occurrences des feux de 2001 -2016

3.1.3. Evolution des feux précoces et tardifs entre 2001 et 2016

Les feux précoces et tardifs dans la commune de Ouèssè sont à des proportions différentes. Les feux allumés dans cette commune sont largement dominés par les feux tardifs et représentent 99% des fréquences de feux tandis que les feux précoces font 1% du nombre total de feux sur la période 2001-2016 (Figure 4).

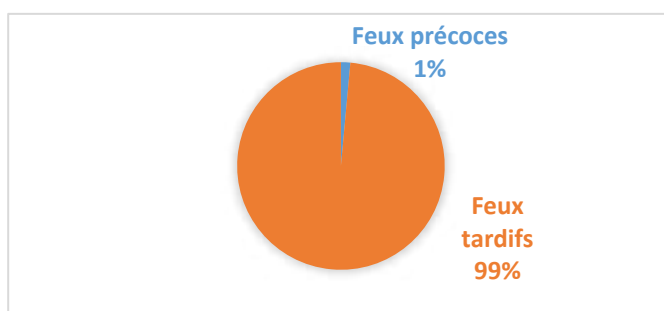


Figure 4 : Proportion des feux précoces et tardifs

L'analyse de l'évolution du nombre total des feux enregistrés au cours des années successives sur les périodes 2001 à 2016 montre qu'il évolue d'une année à une autre. Les nombres élevés de feux tardifs sont détectés aux cours des années 2002, 2004, 2005, 2007, 2008 et 2009. Le nombre de feux précoces

le plus élevé est enregistré en 2009 soit de 26 feux. Au cours de la même période temporelle aucun feu précoce n'est détecté en 2010, 2012 et 2014. (Figure 5).

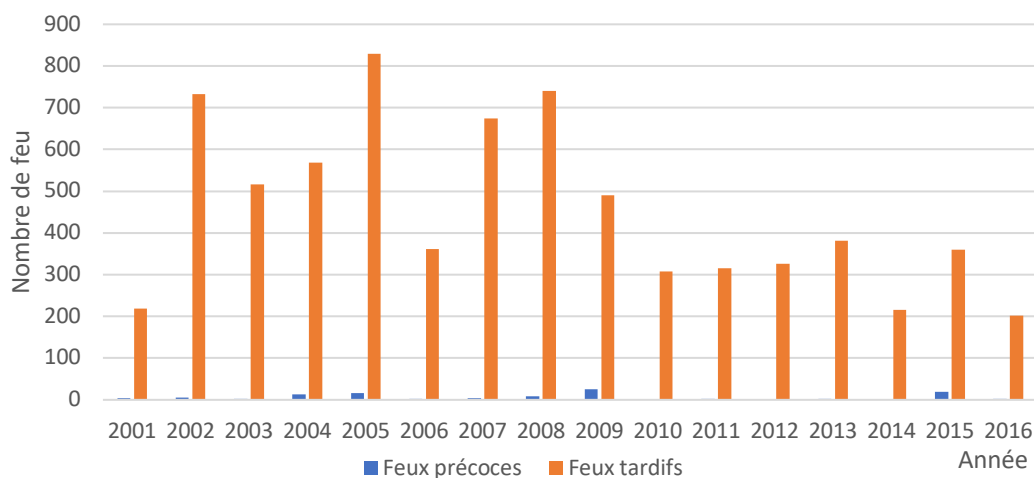


Figure 5 : Évolution annuelle des feux précoces et tardifs de 2001 à 2016

3.2. Distribution spatiale des feux

3.2.1. Distribution des feux par arrondissement

La distribution des feux par arrondissement montre que c'est l'arrondissement de Toui qui enregistre le nombre le plus élevé de feu avec 1919 départs de feu soit 26% des feux de toute la période. L'arrondissement ayant le nombre le plus faible est Odougba avec 17 départs de feu soit 0.2 % (Figures 6 et 7). Cela a permis également d'évaluer la densité des feux dans la commune de Ouèssè. Les résultats montrent que Odougba et Laminou ont une densité de feux inférieure à 2 feux par kilomètre carré. Les autres arrondissements présentent des densités supérieures à 2 feux par kilomètre carré entre 2001 et 2016 (Figure 8).

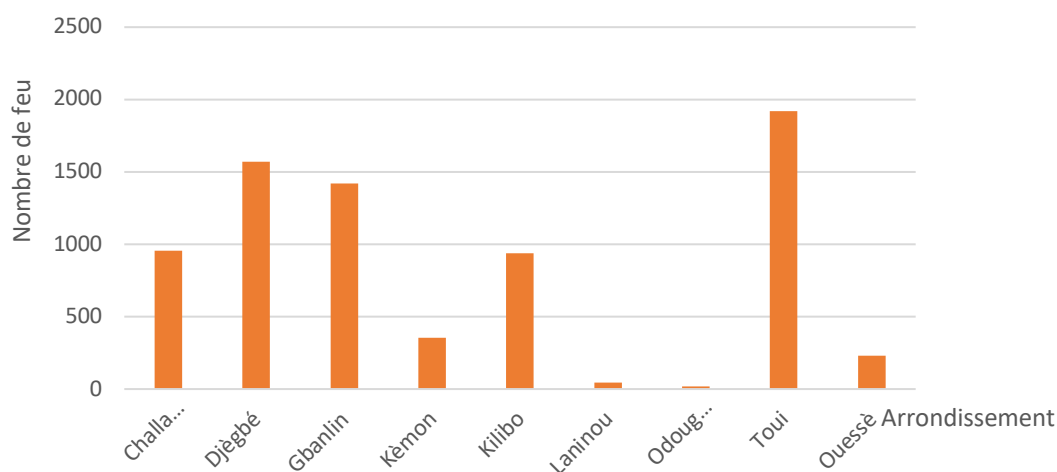


Figure 6 : Nombre de feux par arrondissement de 2001 à 2016

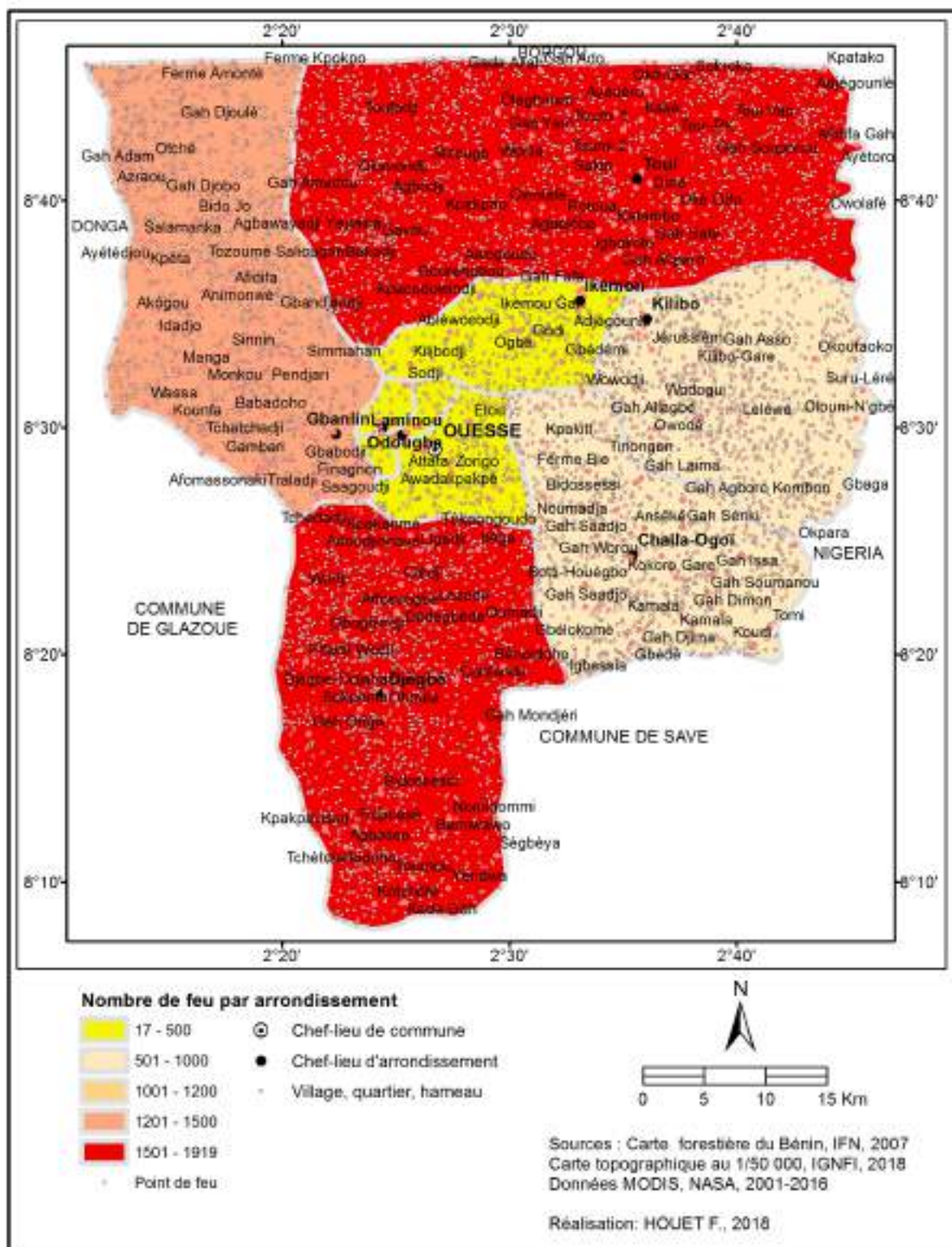


Figure 7 : Carte de la distribution des feux par arrondissement

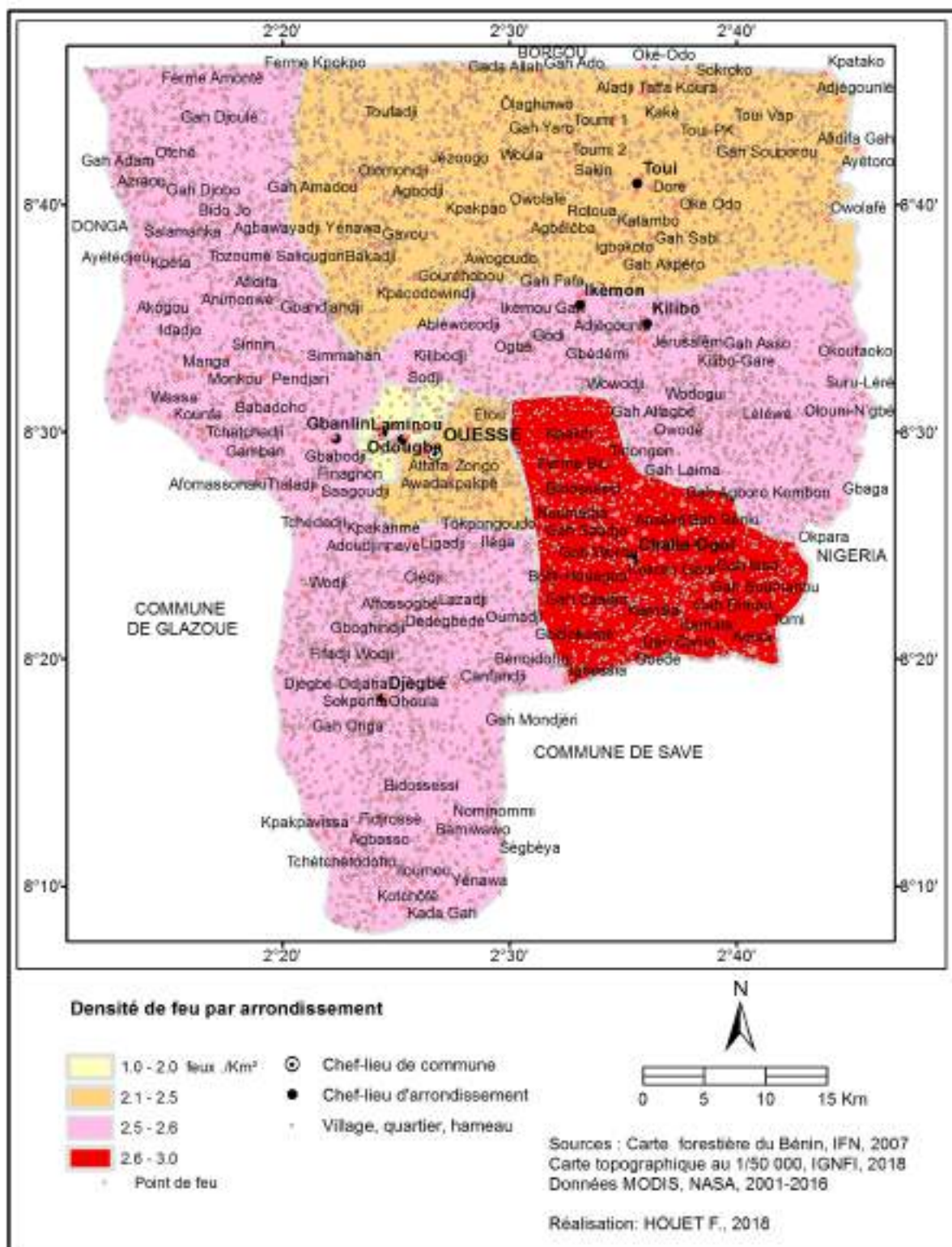


Figure 8 : Carte de la densité des feux par arrondissement

3.2.2. Distribution des feux par type de domaine

Le territoire de la Commune de Ouèssè par le mode d'usage des terres comprend deux types de domaines. Il s'agit (Figure 9) du domaine classé de l'état représenté par la forêt classée de Toui Kilibo où le droit d'usage est réglementé et le domaine protégé de l'état d'accès et d'usage libres pour les populations. La répartition du nombre de feu montre que 6455 feux soit 88 % sont détectés dans le domaine protégé qui représente 87% du territoire de la commune) avec une densité de 2.5 feux par kilomètre carré.

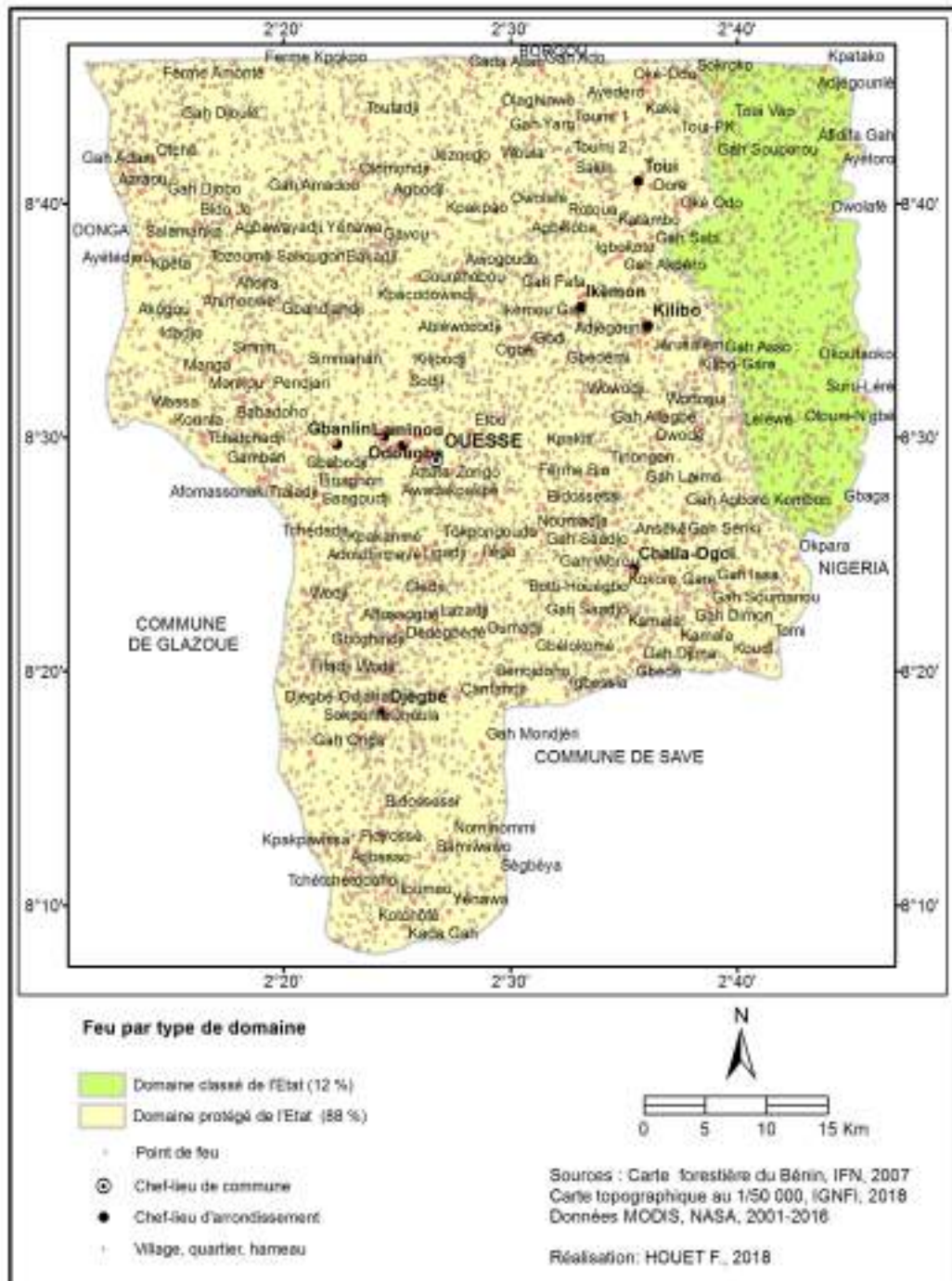


Figure 9 : Carte de la distribution des feux par type de domaine

Dans le domaine classé, 893 feux sont enregistrés soit 12 % des feux sur 13 % du territoire avec une densité de 2.2 feux par km² de l'état. Ceci montre que les feux sont presque allumés indifféremment du type de domaine et n'est pas fonction de la superficie et du type de domaine.

3.2.3. Distribution par rapport au réseau routier

Les résultats montrent que 56% des feux sont à 2 kilomètres de la route et les 86% des départs de feux sont situés à cinq kilomètres des axes routiers carrossables (Figure 10 et 11). Cela met en évidence le fait que plus l'accès est facile, plus les feux sont allumés. Ce sont généralement ces routes et pistes qui sont utilisées par les divers acteurs d'activités économiques, et culturels auteurs de ces feux.

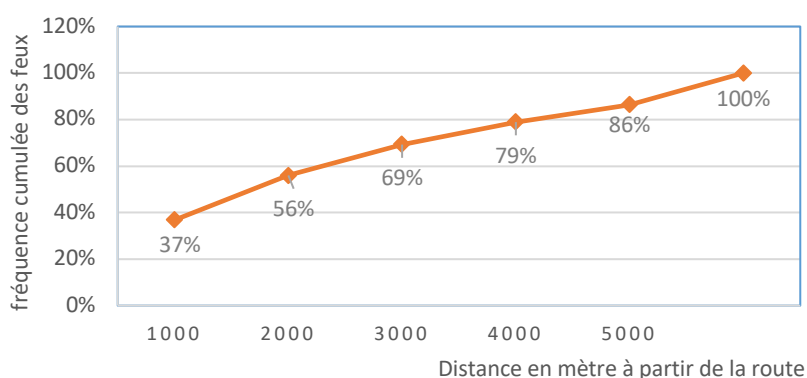


Figure 10 : Évolution de la proportion des feux par rapport à la distance au réseau routier

3.2.4. Distribution des feux par rapport à la localisation des habitats

L'influence de la proximité des foyers habités, caractérisés par les zones d'habitation (groupées ou dispersées au sein des villages et hameaux des arrondissements) est perceptible. Ces départs des feux par rapport à la localisation des villages dans la commune de Ouèssè montrent que 59 % des feux sont situés entre 0 et 2 km et le reste soit 41 % sont à plus de 2 km des villages et hameaux (Figure 12). Ce résultat explique que les sites sont davantage mis en feu lorsque l'accès est facile.

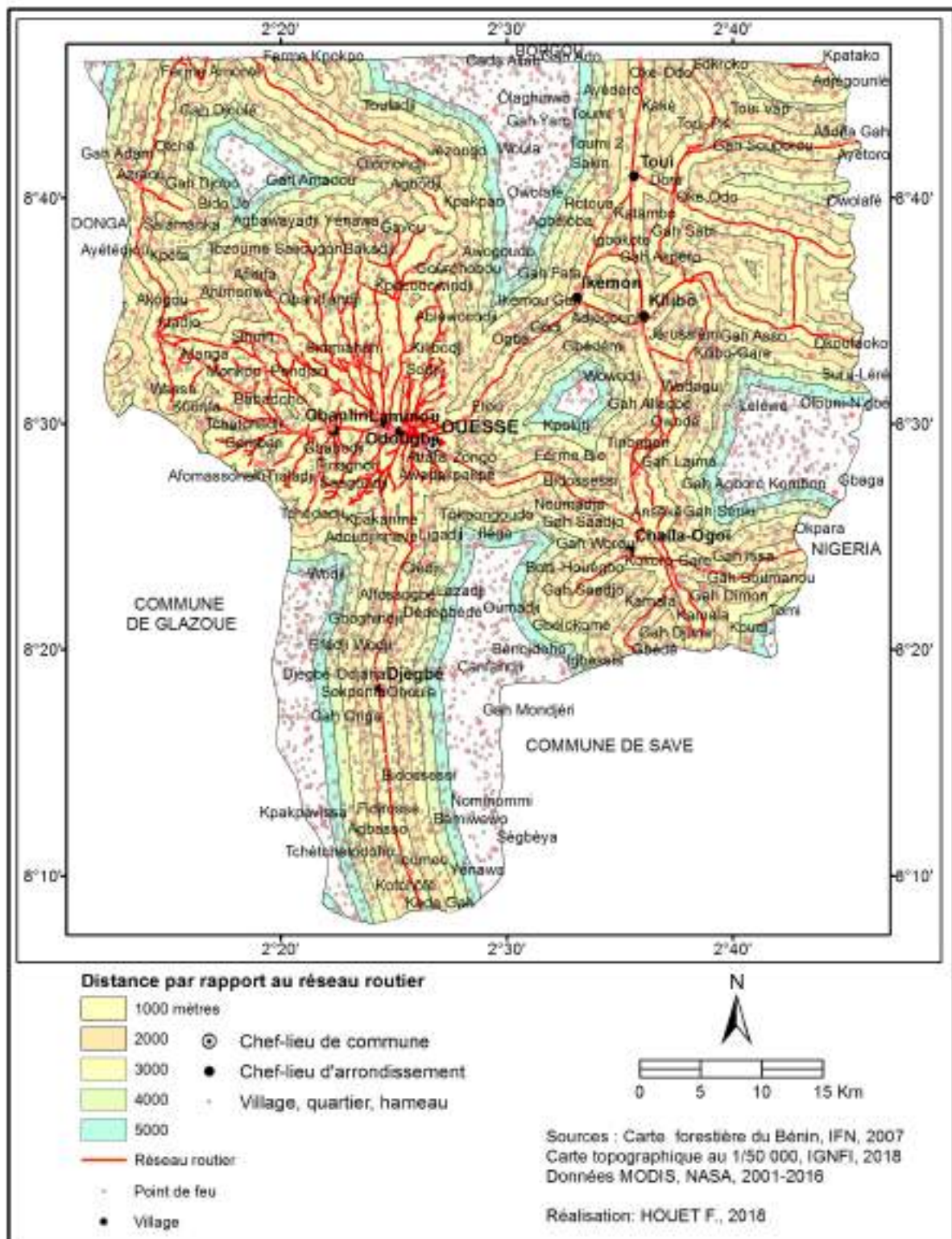


Figure 11 : Carte de localisation des feux par rapport à la distance au réseau routier

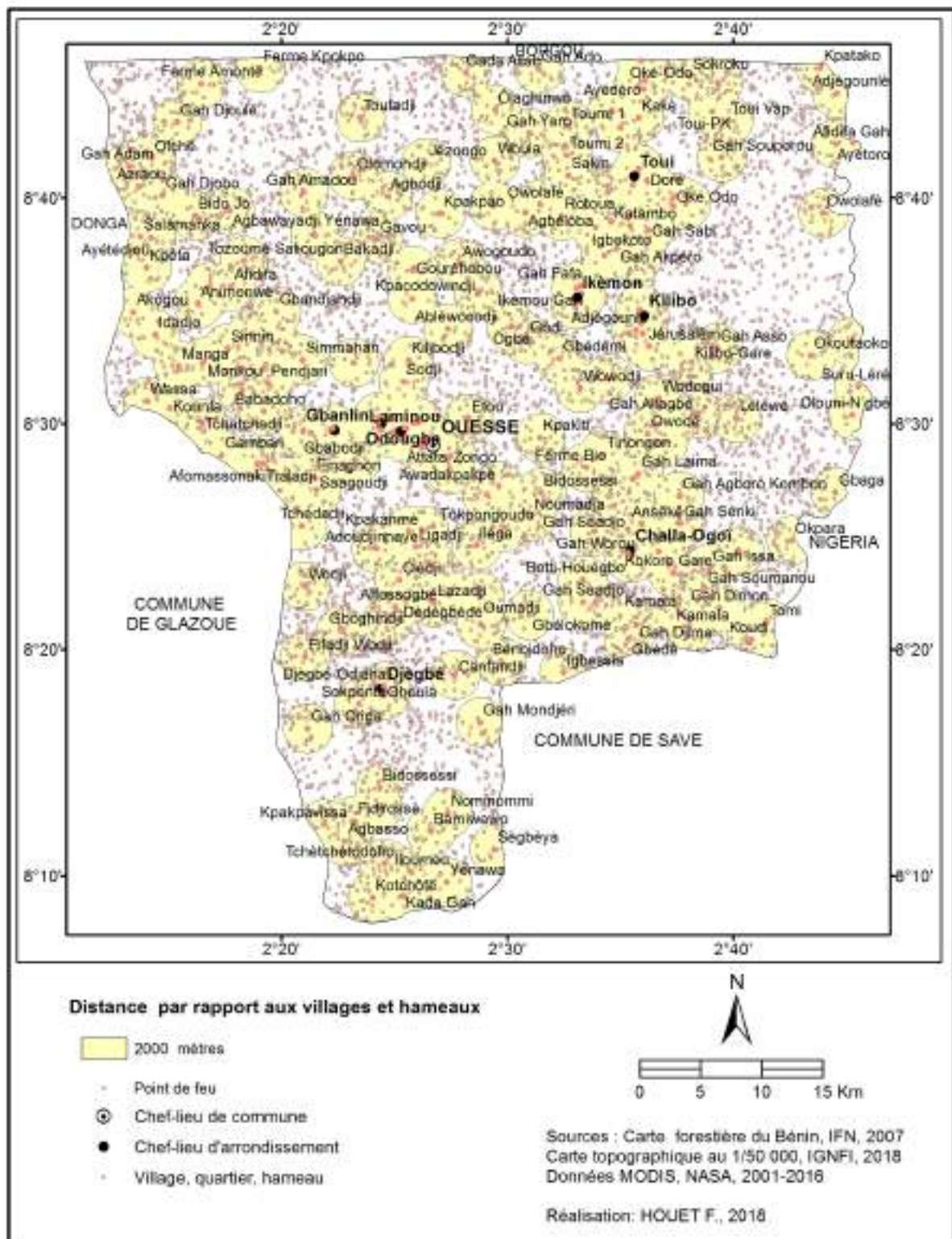


Figure 12 : Carte de localisation des feux par rapport à la distance des foyers habités

4. DISCUSSION

L'analyse de l'évolution du nombre de points de feux actifs en fonction des mois et des années a montré que 10 % des départs de feux actifs sont enregistrés entre Mai et Octobre (saison pluvieuse) et 90% entre Novembre et Avril (saison sèche). Les années 2001, 2014 et 2016 ont été les moins touchées par les feux de végétation au cours de la période d'étude. Les cas de basse occurrence de feux observés, par exemple en 2001 pourraient être expliqués par le fait qu'en cette année le seul satellite Terra fonctionnait et ne pouvait enregistrer des points de feux actifs que deux fois par jour (avant-midi et dans la première partie de la nuit) car il traverse l'équateur à 10h30 en montant et à 22h30 en descendant (Setzer, 1998 ; Giglio *et al.*, 2006 ; Toyi, 2005).

Les variations annuelles des fréquences des feux sont sous la dépendance du climat local et des activités anthropiques. En effet, la naissance d'un feu est conditionnée par la présence simultanée du combustible, de l'oxygène et d'une source de chaleur (flamme ou étincelle) (Rikhari Palni, 1999). Quant à la propagation et la direction, elles sont sous la dépendance de beaucoup de facteurs, biotiques et abiotiques (Edalo, 2016 ; Cochrane, 2003). Six facteurs majeurs conditionnent l'intensité d'un feu : (i) la quantité de la matière combustible ; (ii) l'humidité du combustible et de l'environnement ; (iii) la température de l'environnement ; (iv) la nature chimique de la matière combustible ; (v) le vent ; (vi) la topographie (Collin *et al.* 2001).

Les mois de Novembre à Avril correspondent à la période de saison sèche où s'exercent d'importantes d'activités socio-économiques à l'origine des départs de feux en milieu forestier dans la commune de Ouèssè et au Bénin. Au cours de cette période les terres anciennement agricoles sont cultivées et de nouvelles terres sont défrichées et brûlée (Chrétien, 1984 ; Bidou *et al.*,1991)

A ces activités de culture agricole à l'origine des feux, s'ajoutent, la mise à feu par les éleveurs pour la repousse d'herbes fraîche du pâturage, les chasseurs à la recherche de gibier, la récolte du miel par le feu pour chasser les abeilles, les feux allumés par les exploitants forestiers (Alimi, 2010). Ce sont ces feux qui déclenchent les feux de végétation dans différents domaines du territoire national (Domaines protégé et domaines classés)

Les distributions spatiales des feux observés selon les arrondissements de la Commune de Ouèssè et le type de domaine (classé ou non) dans la Commune, révèlent une corrélation avec la taille de l'arrondissement. Cette corrélation n'a pas été déterminante car les densités de feux n'ont pas fait ressortir des changements significatifs. La distribution des feux actifs par rapport aux infrastructures a montré que 56 % des points sont situés à deux km des routes et 86% des feux à Cinq kilomètres. Cette proximité des feux par rapport aux lieux de vie et aux voies d'accès sont quant à elles fortement corrélées au risque d'occurrence des incendies (Dumas *et al.*, 2013).

5. CONCLUSION

Cette étude a montré que la mise à feu de la végétation s'opère dans la Commune de Ouèssè indifféremment des communautés locales dans les arrondissements et même des droits d'usages selon les types de domaines. La proximité des lieux habités et des voies d'accès explique les risques de feux. Les analyses ont ressorti des informations importantes pour la gestion des risques et la lutte contre les feux.

Les occurrences des feux dans la Commune de Ouèssè a également montré les fréquences et l'ampleur du phénomène des feux tardifs. Leurs effets qui vont continuer de s'accroître avec la poussée démographique, la conquête agricole et la fragmentation des écosystèmes, impacteront négativement les services éco systémiques et l'économie de la Commune. Mais il est important que les autorités et les populations locales soient conscientes des risques et impacts des feux et encouragent à allumer davantage des feux précoces. Il est nécessaire que :

- Les autorités locales prennent des mesures nécessaires pour sensibiliser les populations de la Commune sur les risques des feux de végétation ;
- Les ONG locales et les diverses associations se joignent aux autorités locales pour lutter contre les feux tardifs ;
- Dans les écoles, les écoliers et élèves soient sensibilisés sur les impacts des feux de végétation ;
- Mettre sur pieds un comité de lutte contre les feux tardifs dans chaque localité ;
- Des appuis techniques soient apportés par la Direction Générale des Eaux, Forêts et Chasse pour une gestion durable des feux à travers la mise en œuvre de la stratégie de lutte contre les feux de végétation ;
- Les autorités et représentants des Communautés locales sacralisent les plantations d'anacardier comme le cas dans la commune de Bantè où les feux tardifs sont interdits.

Une étude analogue mérite d'être conduite sur l'ensemble du pays afin de localiser et caractériser les occurrences de feux dans toutes régions écologiques et climatiques afin d'asseoir un véritable système de suivi et de surveillance.

Remerciements

L'Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB) représentant toutes les institutions partenaires de l'étude, présente ses sincères remerciements à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) qui a assuré le soutien financier du projet '*Approche intégrée de gestion des ressources naturelles forestières du centre Bénin, basée sur les techniques spatiales dans un contexte de changement climatique*' à travers l'Observation Spatiale des Forêts d'Afrique Centrale et de l'Ouest (OSFACO) pour la réalisation ce travail.

Références Bibliographiques

- Alimi, M. R., 2010. *Diagnostic participatif des feux de forêts au Bénin et recommandations pour une stratégie nationale de gestion des feux de forêts. Appui à la mise en place d'une stratégie nationale de prévention et de gestion contrôlée des feux de forêts au Bénin*. 92p
- Bidou J.-E., Ndayirukiye S., Ndayishimiye J.- P., Sirven P., 1991. *Géographie du Burundi*. Paris. Edition Hatier, ISBN 2-218-3906-0. 288p.
- Chrétien J.P., 1984. Agronomie, consommation et travail dans l'agriculture du Burundi du XVIIIème siècle au XXème siècle. Ed. M. Cartier. Le travail et ses représentations. Paris. 123-178.
- Cochrane, M.A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature* 421, 913-919.
- Colin P-Y, Marielle J. & Mariel A., 2001. La prévention : éviter tout départ de feu, protection des forêts contre l'incendie. *Cahier FAO Conservation n° 36*, 61-6
- Dumas P., Toussaint M., Herrenschmidt, J. B., Conte A., Mangeas M., 2013. Le risque de feux de brousse sur la Grande Terre de Nouvelle-Calédonie : l'Homme responsable, mais pas coupable, *Revue Géographie de l'Est*, vol. 53 / 1-2 | 2013 : Gestion du risque et sécurité civile.
- Edalo V. 2016. *Evaluation des perceptions locales de l'impact des feux de végétation sur les services éco systémiques dans la Réserve de Biosphère de la Pendjari*. Mémoire de Master en gestion des ressources naturelles et de la biodiversité Faculté des sciences agronomiques, 48 p.
- FAO, 2006. *La gestion des feux: Recommandations volontaires pour la gestion des feux. Principes directeurs et actions stratégiques*. Documents de travail sur la gestion des feux FM17F. Rome, Italie
- FAO, 2010, *Appui à la mise en place d'une stratégie nationale de prévention et de gestion contrôlée des feux de forêts au Bénin*, Parti II Analyse de situation. Etat des lieux de la gestion des feux de forêts au Bénin 59p <http://www.fao.org/3/ak826f/ak826f02.pdf>
- Giglio L., 2015. *MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide*. Revision A. Department of Geographical Sciences. University of Maryland. 64 p.
- Giglio L., Descloitres J., Justice C.O. & Kaufman, Y.J., 2003. An Enhanced Contextual Fire Detection Algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment* 87, 273-282.
- Giglio L., Loboda T., Roy D.P., Quayle B., Justice C.O., 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sensing of Environment* 113, 408-420.
- INSAE, 2016. *Effectif de la population des villages et quartiers de ville du Bénin*, (RGHH4, 2013) Cotonou, 85p
- Kaufman Y.J., Justice C.O., Flynn L.P., Kendall J.D., Prins E.M., Giglio L., Ward D.E., Menzel W.P., MEPN, 2009 *4ème rapport national du Bénin sur la diversité biologique*. 151 p

Oloukoi, J; Mama, V. J., 3. Houssou, C., S. 2017, Satellite data-based analysis of vegetation fires in the central region of Benin *Octa Journal of Environmental Research*, Vol. 5 (2) ISSN 2321-3655 www.sciencebeingjournal.com. 122-128

Rikhari, H.C. & Palni L.M.S. , 1999. Fire affects ground flora dynamics of forest ecosystem: A case study from central Himalaya. *Tropical Ecology* 40: 145– 151. (Rikhari et Palni, 1999).

Robinson, J.M. 1991, «Fire from space: global fire evaluation in infrared remote sensing», *International Journal of Remote Sensing*, Vol.(12), p. 3-24. DOI: 10.1080/01431169108929628

Setzer A.W., 1998. « Potential global fire monitoring from EOS-Modis », *Journal of Geophysical Research Atmosphere* Vol.103, p. 32215-32238.

Toyi, 2005. *Les principales espèces végétales utilisées dans la médecine traditionnelle de Péhunco : Mode d'exploitation, Abondance et dynamique de régénération*. Mémoire du DIT / EPAC/ UAC. Bénin. 92 p + annexes. (Toyi, 2005).

Actes de la conférence scientifique internationale
« *Des images satellites pour une gestion durable des territoires en Afrique* »

13 – 15 mars 2019
Hôtel Azalaï, Cotonou, Bénin

